

# **CASO DE ESTUDO SOBRE A VALORIZAÇÃO AGRÍCOLA DE LAMAS DE ETAR E COMPOSTADOS DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA CULTURA DO AZEVÉM**

**José Duarte Barradas Casteleiro Penacho**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia Agronómica**

Orientadora: Doutora Paula Maria da Luz Figueiredo de Alvarenga

**Júri:**

Presidente: Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro, Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutora Paula Maria da Luz Figueiredo de Alvarenga, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.



# Agradecimentos

A todos aqueles que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização do presente trabalho.

Em particular:

À minha orientadora, Doutora Paula Maria da Luz Figueiredo de Alvarenga, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa, o meu profundo agradecimento pelos ensinamentos transmitidos, pelo apoio incansável, amizade, empenho e flexibilidade ao longo deste projeto académico.

À minha equipa de trabalho na AQUAGRI, pela ajuda e disponibilidade que dispensaram durante o período de realização deste trabalho.

Um agradecimento especial aos meus amigos, à minha família, nomeadamente à minha irmã, à minha namorada, ao meu pai, aos meus avós e especialmente à minha mãe, pelo incentivo constante à realização desta tese.

## Resumo

Foi montado um ensaio de campo, no Centro Experimental da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Beja, para avaliação dos benefícios e potenciais riscos do uso de lamas residuais urbanas, de um compostado de resíduos sólidos urbanos e de um compostado de resíduos agrícolas, num Vertissolo cultivado com azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.). O ensaio foi efetuado em dois anos sucessivos de aplicação de 0, 6, 12 e 24 t de lamas residuais/ha (matéria seca, MS). Os níveis de aplicação dos compostados foram calculados de modo a veicular a mesma quantidade de matéria orgânica (MO) por unidade de área. Os benefícios da aplicação dos corretivos foram avaliados ao nível da melhoria das características do solo (propriedades físico-químicas, composição em ácidos húmicos e fúlvicos e atividade enzimática), bem como na produtividade e estado nutricional do azevém. Os riscos da aplicação dos corretivos foram avaliados através da acumulação de metais no solo, totais e extraíveis por  $\text{CaCl}_2$  0,01M, e da sua transferência para a planta. A aplicação dos corretivos permitiu a melhoria da fertilidade do solo e da produtividade vegetal. O teor em metais no solo não aumentou significativamente relativamente ao controlo, exceto no caso do Cu e Zn nas doses mais elevadas de aplicação de ambos os compostados e os teores foliares de metais foram muito inferiores às concentrações máximas toleradas em alimentos para consumo animal utilizados como indicador de risco para a cadeia alimentar humana. Não obstante, os teores foliares de Cu e Zn aumentaram significativamente por aplicação das lamas residuais urbanas, porém, como os fatores de transferência dos metais para a planta foram muito baixos, podemos concluir que existe um risco muito reduzido de entrada desses metais na cadeia alimentar humana. Relativamente ao impacto da aplicação dos corretivos na composição do solo em ácidos húmicos, fúlvicos e huminas, verificou-se que houve um aumento tendencial da sua concentração do primeiro para o segundo ano de ensaio, praticamente proporcional à concentração de matéria orgânica aplicada. Por outro lado, relativamente às atividades enzimáticas, também se verificou um aumento dos seus valores relativamente ao controlo sem corretivos, sendo notório este aumento do 1º para o 2º ano de ensaio, o que evidencia a melhoria nas características bioquímicas do solo.

Concluindo, se estes resíduos orgânicos forem utilizados esporadicamente a taxa de aplicação poderá ser tão alta como 12 t ha<sup>-1</sup> ou mesmo 24 t ha<sup>-1</sup>, sem risco de aumento dos metais nos solos e nas plantas. No entanto, se forem aplicados num esquema anual, a taxa de aplicação deve ser diminuída para certificar uma aplicação segura (e.g. 6 t ha<sup>-1</sup>), caso contrário há um risco de acumulação de elementos vestigiais no solo e a sua transferência para a planta. É também aconselhável utilizar resíduos orgânicos mais estáveis e maturados que têm efeitos positivos mais duradouros nas características do solo.

**Palavras-chave:** resíduos orgânicos, lamas residuais urbanas, compostado, atividades enzimáticas, ácidos húmicos e fúlvicos

## Abstract

A field trial was set up at the Experimental Center of Escola Superior Agrária of Instituto Politécnico de Beja to evaluate the benefits and potential risks of using sewage sludge, a mixed municipal solid waste compost and a compost produced of agricultural wastes in a Vertissol cultivated with annual ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.). The amendments were applied for two consecutive years: 0, 6, 12 and 24 t of sewage sludge/ha (dry matter, MS). Compost application levels were calculated in order to apply the same amount of organic matter per unit area. The benefits of this application were evaluated based on the soil characteristics improvement (physicochemical properties, humic and fulvic acid composition and enzymatic activity), as well as in the productivity and nutritional state of the ryegrass. The amendments associated risks were evaluated through trace elements accumulation in the soil, total and extractable by 0.01M CaCl<sub>2</sub>, and its plant transferability.

It was noticed that these amendments improved soil fertility and plant productivity. Trace elements content in the soil didn't increase significantly comparing to the control plot, except for Cu and Zn, at higher application rates of both composts, and the trace elements concentrations at aboveground plant material were much lower than the maximum tolerated in animal feed, used as a risk indicator for the human food chain. In spite of this, the Cu and Zn plant contents increased significantly because of the sewage sludge application. However, since the trace elements transfer factor for the plant was very low, it can be concluded that there is a very low risk of these elements entering the human food chain.

On the impact of compost application on the soil composition in humic, fulvic and humic acids, it was noticed that there was a tendency increase of its concentration from the first to the second trial year, almost proportional to the concentration of organic matter applied. On the other hand, in relation to the enzymatic activity, there was also an increase, compared to the control plot, evidencing this increase from the first to the second trial year and showing improvements in the soil biochemical characteristics.

In conclusion, if these organic composts are used sporadically, its application rate may be as high as 12 t ha<sup>-1</sup> or even 24 t ha<sup>-1</sup>, without the risk of increasing trace elements in the soil and plant. However, if applied in an annual scheme, the application rate should be lowered to certify a safe application (e.g. 6 t ha<sup>-1</sup>). Otherwise, there is a risk of trace elements accumulation in the soil and plant. It is also advisable to use more stable and mature organic waste, which has more lasting positive effects on soil characteristics.

**Keywords:** organic waste, sewage sludge, compost, enzymatic activities, humic and fulvic acids

## Financiamentos

Este estudo foi suportado pelo projeto PTDC/AAC-AMB/119273/2010, financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), cofinanciado pelo FEDER, através do “Eixo I - Programa Operacional Fatores de Competitividade (POFC)” do QREN (COMPETE Refª: FCOMP-01-0124-FEDER-019330).



# Índice

1. Introdução .....	1
1.1. Enquadramento do Tema .....	1
1.2. Objetivos .....	4
2. Revisão Bibliográfica .....	5
2.1. Valorização Agrícola de Resíduos Orgânicos .....	5
2.1.1. Lamas ETAR .....	7
2.1.2. Compostados de Resíduos Sólidos Urbanos .....	14
2.1.3. Compostados de Resíduos Agrícolas .....	19
2.1.4. Cultura do Azevém .....	23
3. Materiais e Métodos .....	25
3.1. Caracterização dos Resíduos Orgânicos .....	25
3.2. Caracterização do Solo no Local do Ensaio .....	28
3.3. Descrição do Ensaio de Campo .....	28
3.4. Avaliação do Efeito dos Corretivos nas Propriedades do Solo .....	32
3.4.1. Propriedades Físico-Químicas e Teores em Metais .....	32
3.4.2. Atividades Enzimáticas .....	32
3.4.3. Teor de Substâncias Húmicas no Solo .....	34
3.5. Avaliação do Efeito dos Corretivos na Produtividade nos Teores Foliares de Macro e Micronutrientes e nos Metais Pesados .....	35
3.6. Análise Estatística .....	36
4. Resultados e Discussão .....	36
4.1. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Propriedades Físico-Químicas do Solo .....	36
4.2. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos na Produtividade e Estado Nutricional do Azevém ..	40
4.3. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos no Teor em Metais Totais e Fração de Metais Extraíveis no Solo .....	44
4.4. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos na Transferência de Metais para a Planta e nos Riscos associados à sua Acumulação .....	49
4.5. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Atividades Enzimáticas do Solo .....	50
4.6. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Substâncias Húmicas do Solo .....	54
5. Considerações Finais .....	57
6. Referências Bibliográficas .....	59

# Índice de Figuras

<b>Figura 3.1.</b> - Mapa dos ensaios de campo no Centro Experimental .....	30
<b>Figura 3.2.</b> - Operações de preparação do terreno para implementação do ensaio de campo no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja.....	30
<b>Figura 3.3.</b> - Vista panorâmica dos ensaios de campo no 1º ano de ensaio, no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja .....	31
<b>Figura 3.4.</b> - Vista panorâmica dos ensaios de campo no 2º ano de ensaio, no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja .....	31
<b>Figura 4.1.</b> - Vista pormenorizada de alguns dos talhões .....	40
<b>Figura 4.2.</b> - Atividade enzimática da desidrogenase nos dois anos de ensaio.....	50
<b>Figura 4.3.</b> - Atividade enzimática da $\beta$ -glucosidase nos dois anos de ensaio .....	51
<b>Figura 4.4.</b> - Atividade enzimática da fosfatase ácida nos dois anos de ensaio .....	51
<b>Figura 4.5.</b> - Atividade enzimática das celulasas no 2º ano de ensaio .....	52
<b>Figura 4.6.</b> - Atividade enzimática das proteases no 2º ano de ensaio .....	53
<b>Figura 4.7.</b> - Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em huminas do solo.....	54
<b>Figura 4.8.</b> - Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em ácidos fúlvicos do solo .....	55
<b>Figura 4.9.</b> - Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em ácidos húmicos do solo .....	56



# Índice de Tabelas

<b>Tabela 1.1.</b> - Valores atribuídos às Classes (Classe I, II, IIA e III) do Compostado.....	16
<b>Tabela 2.1.</b> – Descrição dos dois tipos de Azevém .....	23
<b>Tabela 2.2.</b> – Ciclos vegetativos da cultura do Azevém .....	23
<b>Tabela 2.3.</b> - Valor nutritivo durante o ciclo vegetativo .....	25
<b>Tabela 3.1.</b> - Caracterização química e de higienização dos resíduos orgânicos utilizados como corretivos neste estudo .....	27
<b>Tabela 4.1.</b> - Efeitos dos tratamentos nas propriedades físico-químicas do solo nos dois anos de ensaio.....	37
<b>Tabela 4.2.</b> - Efeitos dos tratamentos nos parâmetros de produtividade do azevém e nos teores foliares em nutrientes .....	42
<b>Tabela 4.3.</b> - Efeitos dos tratamentos nos teores em metais totais no solo .....	44
<b>Tabela 4.4.</b> - Efeitos dos tratamentos na fração de metais biodisponíveis .....	47
<b>Tabela 4.5.</b> - Efeitos dos tratamentos nos teores foliares em metais na planta e respetivos fatores de acumulação .....	49

# Lista de Abreviaturas

**APA** - Agência Portuguesa do Ambiente

**ARH** – Administrações de Resíduos Hídricos

**AWC** - Compostado de resíduos agrícolas

**CCDR** – Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional

**CE** – Condutividade Elétrica

**CH<sub>4</sub>** – Metano

**CO<sub>2</sub>** – Dióxido de Carbono

**CTC** – Capacidade de Troca Catiónica

**DA** - Digestão Anaeróbia

**DRAP** - Direção Regional de Agricultura e Pescas

**ETAR** - Estação de tratamento de águas residuais

**FA** – Fatores de Acumulação

**K** - Potássio

**MMSWC** - Compostado de resíduos sólidos urbanos de recolha indiferenciada

**MO** - Matéria Orgânica

**MS** - Matéria seca

**N** – Azoto

**NH<sub>3</sub>** - Amoníaco

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** - Ião Amónio

**OGR** – Operações de Gestão de Resíduos

**P** – Fósforo

**PGL** – Plano Geral de Lamas

**RSU** - Resíduos Sólidos Urbanos

**RGGR** – Regime Geral de Gestão de Resíduos

**RU** - Resíduos Urbano

**SS** - Lamas Residuais Urbanas

**UE** - União Europeia

# 1. Introdução

## 1.1. Enquadramento do Tema

Nas últimas décadas, a gestão dos resíduos revelou-se uma das maiores preocupações ambientais. A escassez da terra e a contaminação do ar e da água fez com que a deposição em aterro, que inicialmente era o principal método utilizado na gestão de resíduos, deixasse de ser considerada à escala europeia como uma opção de tratamento (Hartmann e Ahring, 2005).

Durante séculos, os resíduos orgânicos gerados pelo Homem, como consequência de diferentes práticas agrícolas (pecuárias e industriais), foram incorporados no solo, permitindo a reciclagem de nutrientes de uma forma ambientalmente sustentável. Com o desenvolvimento industrial e urbano, as atividades humanas chegaram a tal nível de intensificação que, a capacidade natural de reciclagem atingiu o seu limite e a acumulação de resíduos tornou-se um considerável problema ambiental (Vargas-García et al., 2007). O encaminhamento de resíduos orgânicos para aterro representa uma solução censurável por vários motivos: (i) pela produção e eventual libertação de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  para a atmosfera, gases que podem contribuir para o efeito de estufa; (ii) pela produção de lixiviados com elevada carga orgânica, pH baixo e elevado teor em metais; (iii) pela redução do tempo de vida do aterro. A incineração de resíduos, principalmente dos resíduos sólidos urbanos, uma estratégia adotada em muitos países do norte da Europa, não é uma solução preconizada em Portugal. Não obstante, assiste-se a um aumento da produção de resíduos orgânicos a nível mundial, fato que reforça a necessidade de reduzir a quantidade de resíduos enviada para aterro e de estudar novas soluções e estratégias alternativas essenciais à sua valorização, de forma a garantir a sua gestão económica e ambientalmente sustentável.

A Diretiva Europeia sobre resíduos (Diretiva Quadro 2008/98/CE), introduziu uma mudança no paradigma da gestão de resíduos: pretende-se que a sua gestão considere a possibilidade de dar continuidade ao ciclo de vida dos materiais, numa perspetiva de favorecer uma economia circular. Neste sentido, é muito importante considerar os benefícios agrícolas do uso de resíduos orgânicos, numa alternativa à sua incineração ou deposição em aterro, permitindo assim a reciclagem de nutrientes e de matéria orgânica, contribuindo para a eficiência da política “End-of-waste” na Europa. Esta prática é crucial em Portugal, à semelhança de outros Países da Bacia do Mediterrâneo, onde os solos possuem um baixo teor de matéria orgânica (<1% em alguns locais) sendo mais suscetíveis a processos erosivos.

De forma a suplantar tal obstáculo, o uso de lamas ou resíduos orgânicos como corretivos de solo assume-se assim, como uma solução atrativa, uma vez que permite: (i) contribuir para o sequestro de C, aumentando o seu teor no solo; (ii) reciclar nutrientes importantes (e.g., N, P, K); (iii) promover a formação de agregados estáveis no solo; (iv) promover o aumento da capacidade de retenção de água, o arejamento do solo e a capacidade de troca catiónica, entre outros benefícios ao nível das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos. No que diz

respeito aos solos agrícolas, estas vantagens traduzir-se-ão num aumento da fertilidade do solo e num aumento da produtividade das culturas. (Santos, 1987).

No entanto, o uso de lamas e compostados produzidos a partir de resíduos orgânicos como corretivos de solos, pode significar potenciais riscos para o ambiente, devido ao elevado nível de contaminantes frequentemente encontrados nos resíduos orgânicos (e.g., metais pesados, contaminantes orgânicos e microrganismos patogénicos). O risco poderá aumentar se os respetivos contaminantes forem mobilizados no solo, aumentando a probabilidade de serem absorvidos pelas plantas ou lixiviados pelas águas de infiltração ou de escoamento superficial (Aparicio et al., 2009; Smith, 2009a, 2009b; Clarke e Smith, 2011; Kupper et al., 2014).

Uma estratégia para lidar com alguns dos riscos de aplicação de resíduos orgânicos no solo é a sua compostagem (Roca-Pérez et al., 2009). Cunha Queda (1999) define a compostagem como sendo um processo aeróbio controlado de biooxidação de substratos heterogêneos biodegradáveis, resultante da ação dos microrganismos (bactérias, actinomicetas e fungos) naturalmente associados aos substratos, durante o qual ocorre uma fase termófila, a libertação temporária de substâncias com efeito fitotóxico em que a biomassa sofre profundas transformações (mineralização e humificação parciais), sendo o produto final, designado compostado, estável, higienizado e homogêneo.

Este tratamento biológico emerge como uma válida opção para a gestão de resíduos orgânicos, com benefícios ambientais e económicos, permitindo a bio oxidação da matéria orgânica em matéria mais estável e higienizada, sem fitotoxinas, microrganismos patogénicos, parasitas, sementes de infestantes, e parcialmente humificada (Bernal et al., 1998; Cunha-Queda et al., 2002; Bernal et al., 2009; Fernández et al., 2009; Raj and Antil, 2011). Assim sendo, na avaliação da qualidade de um material orgânico para aplicação no solo, é importante considerar não só o seu nível de contaminantes, mas também a sua maturação e estabilidade (Wu et al., 2000; Ko et al., 2008; Alvarenga et al., 2016a).

Tendo em consideração o supracitado, é incontestável a importância da avaliação dos benefícios e dos potenciais riscos da aplicação de lamas e compostados de resíduos orgânicos nos solos agrícolas. Expandindo o conhecimento sobre o tema, será possível debater progressivamente a oposição dos agentes locais ao uso de lamas residuais ou compostados orgânicos como fertilizantes. Assim sendo, será crucial o trabalho colaborativo com os operadores de estações de tratamento de águas residuais (ETAR), que necessitarão de investir em processos de tratamento para estabilização das lamas e de atualizar as infraestruturas de tratamento (Mininni et al., 2015). Outra etapa importante consiste na sensibilização para a separação na fonte dos resíduos encaminhados para compostagem, que permitiria reduzir o nível de contaminação em metais do compostado produzido (Cesaro et al., 2015).

Em estudos anteriores, Alvarenga et al. (2015, 2016a, 2016b) realizaram uma caracterização total de nove tipos de resíduos orgânicos, com potencial interesse para serem utilizados como corretivos orgânicos do solo. Estes resíduos orgânicos analisados foram fornecidos pelos

produtores agrícolas locais, com o objetivo de serem potencialmente reciclados e reutilizados. Foi possível verificar que, para certas lamas residuais, o maior obstáculo à sua aplicação está relacionado com as concentrações de microrganismos patogénicos, uma consequência da inexistência de um processo de estabilização final instalado na ETAR. Todavia, o nível de metais pesados e contaminantes orgânicos cumpre com a legislação portuguesa (Decreto-Lei Nº 276/2009) e com as Diretivas do Conselho (86/278/EEC), sendo apenas necessária a sua higienização para que a sua aplicação no solo agrícola seja legalmente aceite. No que diz respeito aos compostados produzidos a partir de resíduos orgânicos, a legislação portuguesa é recente (Decreto-Lei N.103/2015) e evidencia uma tendência mais protecionista em relação aos solos comparativamente à legislação das lamas residuais. Por este motivo, alguns compostados importantes, disponíveis localmente, apresentam problemas relacionados com o teor em metais (Alvarenga et al., 2015), sendo a sua aplicação em solos agrícolas, restrita. Face ao exposto, é indelével a necessidade de elencar quais os benefícios e potenciais riscos associados à aplicação destes resíduos no solo. A avaliação dos benefícios permitirá demonstrar aos agentes locais a mais-valia da sua utilização, não apenas em termos da produtividade agrícola a curto prazo, mas, também, em termos da melhoria das características do solo, o que permitirá otimizar a produtividade dos solos a médio e longo prazo. Quanto aos riscos, o estudo desenvolvido através deste projeto centrou-se especialmente na avaliação do comportamento de metais no solo, na sua concentração total e extraível, sendo que esta última permite avaliar a sua potencial lixiviação, disponibilidade e os riscos potenciais da sua entrada para a cadeia alimentar humana.

Neste contexto, foi realizado um ensaio de campo no Centro Experimental da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Beja, com a aplicação de três tipos de materiais orgânicos selecionados nos estudos anteriores (Alvarenga et al., 2015; 2016a; 2016b): uma variedade de lamas residuais primárias e secundárias (SS), um compostado da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos com recolha indiferenciada (MMSWC) e um compostado produzido através de resíduos agrícolas (GWC), em diferentes doses e em talhões semeados com *Lolium multiflorum* L., com o propósito de avaliar os efeitos da sua aplicação: (i) nas propriedades do solo da família Bp (Barros pretos não calcários de dioritos ou gabros) (Vertisolo); (ii) na nutrição da planta e respetiva produtividade; (iii) no comportamento dos metais no sistema solo/planta. Esta experiência foi realizada em dois anos consecutivos, para avaliar o potencial efeito cumulativo dos metais pesados no solo assim como os efeitos a curto prazo nos parâmetros da fertilidade do mesmo. Estes podem surgir pela aplicação de materiais orgânicos com diferentes níveis de estabilização e maturação. Com os resultados obtidos, será possível recomendar doses aplicáveis ou limitações a essas doses.

## 1.2. Objetivos

O objetivo global do projeto em que se insere este estudo consistiu em avaliar os benefícios e potenciais riscos associados ao uso de diferentes resíduos orgânicos num Vertissolo, cultivado com azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam.), em dois anos sucessivos de aplicação.

O estudo teve vários objetivos específicos, nomeadamente:

1. Avaliação dos benefícios da aplicação dos resíduos orgânicos nas propriedades físico-químicas do solo;
2. Avaliação dos benefícios da aplicação dos resíduos orgânicos na produtividade e estado nutricional do azevém;
3. Avaliação do efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em metais totais (digestão com água régia) e bio disponíveis (extração com  $\text{CaCl}_2$  0,01M) no solo;
4. Avaliação do efeito da aplicação dos resíduos orgânicos na transferência de metais para a planta, e sua acumulação na parte aérea;
5. Avaliação do efeito da aplicação dos resíduos orgânicos nas atividades enzimáticas do solo;
6. Avaliação do efeito da aplicação dos resíduos orgânicos nas concentrações em ácidos húmicos e fúlvicos no solo.

Os quatro primeiros objetivos específicos foram já objeto de publicação (Alvarenga et al., 2017), sendo aqui apresentados os principais resultados e as conclusões deles retiradas. Os resultados obtidos na concretização dos dois últimos objetivos são apresentados e discutidos nesta tese de mestrado. Um artigo para publicação está a ser redigido para exposição dos resultados/conclusões. Os resultados obtidos na avaliação da atividade enzimática das fosfatases ácidas foram utilizados anteriormente na tese de mestrado de Joana Sengo Coelho (2017).

## **2. Revisão Bibliográfica**

### **2.1. Valorização Agrícola de Resíduos Orgânicos**

A sociedade atual produz um conjunto diversificado de resíduos, sendo a deposição em aterro sanitário um dos destinos mais adotados em Portugal. A título de exemplo e de acordo com o Relatório do Estado do Ambiente 2017 (REA 2017), 41% dos resíduos urbanos produzidos no continente durante 2016, foram eliminados através dessa solução. Como esta não é uma solução social, económica e ambientalmente sustentável, urge a necessidade do incentivo à reciclagem e valorização dos resíduos, de forma a diminuir os quantitativos destinados a eliminação.

Segundo o Decreto-Lei (DL) nº. 178/06, de 5 de Setembro, o conceito de resíduo corresponde a qualquer substância ou objeto de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na Lista Europeia de Resíduos (LER) (Portaria n.º 209/04, de 3 de Março). Sem ser essa a pretensão, facilmente se associa a esta definição a ideia de se estar perante um conjunto de produtos desprezáveis, perigosos, sem qualquer interesse ou valor. Tal será verdade para muitos deles, mas não para todos os resíduos, especialmente aqueles que reúnam características adequadas para uma valorização agrícola. Tipicamente, resíduos orgânicos, mais do que resíduos são subprodutos de atividades agrícolas, industriais ou municipais, que contêm na sua composição compostados de carbono de origem biológica. Possivelmente, a associação dos subprodutos em causa com os “resíduos”, estará na base da existência de preconceitos e estigmas suscetíveis de limitar a sua utilização agrícola (Borrego et al., 2013).

Ainda que sob diversas perspetivas, seja desejável a valorização agrícola de subprodutos orgânicos quando as características dos mesmos o permitam, o seu potencial carácter poluente não poderá ser negligenciado, sobretudo, quando usados indevidamente. Deste modo, é imperativo identificar, para determinada situação, que resíduo aplicar, quanto, quando e como fazê-lo, tornando-se para isso necessário procurar conhecer a sua composição, o seu comportamento no solo e os efeitos agroambientais decorrentes da sua incorporação no solo. A produção de resíduos é transversal a todas as atividades humanas. Estes podem ser classificados mediante:

- Fonte (e.g., domésticos, comerciais, industriais);
- Tipo de materiais constituintes (e.g., papel, vidro, plásticos);
- Composição química (e.g., inorgânicos, orgânicos);
- Propriedades face aos sistemas (e.g., compostáveis, combustíveis, recicláveis);
- Grau de perigosidade (e.g., corrosivos, tóxicos, explosivos);
- Utilizações dadas aos materiais (e.g., resíduos de embalagens, resíduos de demolições)

Todas as classes de resíduos são suscetíveis de produzir impacto ambiental negativo, mas os resíduos orgânicos, de natureza biológica, têm origem em resíduos urbanos, ou em resíduos de origem animal ou vegetal, podendo ser degradados em ambiente natural por processos aeróbios ou anaeróbios, sendo considerados perigosos para a saúde ambiental e humana quando acumulados ou aplicados ao solo de forma indevida. De facto, estes resíduos podem apresentar teores relativamente elevados de metais pesados, poluentes orgânicos e microrganismos patogénicos, podendo ainda libertar para o ambiente quantidades elevadas de nutrientes, que pode afetar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Por esse motivo, têm vindo a ser produzidos, nomeadamente nos países desenvolvidos, documentos legislativos e normativos, regulamentos e códigos de boas práticas, visando a redução e valorização dos resíduos orgânicos, contemplando as diversas componentes da sua gestão, desde a produção e processamento, até à utilização na agricultura (Gonçalves, 1999).

Todos os resíduos devem ser reciclados ou reutilizados de modo a permitir o prolongamento do ciclo de vida dos materiais que foram utilizados na sua produção. Caso isso não seja possível, devem ser devidamente tratados, com recurso às melhores tecnologias disponíveis, com custos economicamente sustentáveis, de forma a que possam ser valorizados, constituindo a deposição em aterro a última opção que deve ser tomada na sua gestão (DL nº. 178/06, de 5 de setembro).

Quando geridos de forma inadequada, os resíduos orgânicos podem degradar a qualidade dos recursos naturais, designadamente dos solos, dos recursos hídricos, do ar ambiente e da atmosfera, com os consequentes efeitos na saúde animal e humana. Os principais agentes de contaminação existentes nos resíduos orgânicos, que podem afetar os diferentes recursos naturais, principalmente os recursos hídricos, são a matéria orgânica, facilmente biodegradável, os nutrientes, principalmente o azoto e fósforo, os microrganismos patogénicos e, eventualmente, os metais pesados e poluentes orgânicos (Oliveira, 2010).

Um fator a ter em conta em qualquer compostado com um propósito agrícola é a sua razão C/N. Morel et al., 1985, referiu que a relação C/N é utilizada como bom indicador da estabilidade biológica do compostado definindo a qualidade do produto resultante da compostagem de qualquer tipo de resíduo. A adição de um compostado de elevada razão C/N ao solo, conduz à competição pelo azoto disponível, entre microrganismos e plantas, enquanto que uma relação baixa provoca uma libertação elevada de azoto em forma mineral, correndo o risco de contaminação por lixiviação. Contudo, segundo Hartmann e Ahring, 2005, se a razão C/N dos resíduos é muito elevada verifica-se um défice de azoto fundamental à síntese celular. Por outro lado, se esta razão é baixa, poderá significar na degradação do substrato a formação de azoto em forma mineral em quantidades elevadas, o que poderá ter um efeito tóxico.



### **2.1.1. Lamas ETAR**

As lamas de depuração, são resíduos provenientes do tratamento de águas residuais, domésticas, da atividade agropecuária, ou agroindustrial, em estações de tratamento próprias, designadas por estação de tratamento de águas residuais (ETAR). A composição e a qualidade das lamas de depuração não variam apenas consoante a composição das águas de onde provêm, mas também de acordo com o tipo de tecnologia de tratamento a que foram sujeitas. Na sua constituição encontram-se substâncias orgânicas e minerais de natureza diversa, podendo estar presentes, em maior ou menor quantidade, diferentes organismos, alguns dos quais patogénicos. A composição química das lamas de depuração pode ser específica de uma determinada ETAR e apresentar oscilações sazonais que espelham a variação na composição dos efluentes que recebe ao longo do ano. Em regra, as lamas desidratadas são compostas maioritariamente por água (cerca de 70 a 80%). Em peso seco, a matéria orgânica é o principal constituinte das lamas (cerca de 50 a 70%), variando em função do grau de estabilização. Com o aumento demográfico, os avanços a nível tecnológico e a crescente preocupação relativamente à qualidade dos cursos de água e da sua biodiversidade, é previsível o aumento do número de ETAR em funcionamento e o consequente crescimento de produção de lamas (Coelho, 2017).

### **Vantagens e Desvantagens da Utilização de Lamas de ETAR**

As lamas produzidas nas ETAR podem ser utilizadas na agricultura como fertilizantes orgânicos, com o intuito de melhorar a fertilidade do solo e assim, proporcionar às culturas, anuais ou perenes, condições adequadas à obtenção de boas produções, tanto em quantidade como em qualidade (Dias, 2004).

As lamas de ETAR possuem uma composição mais ou menos complexa, contendo substâncias orgânicas e minerais capazes de beneficiar ou prejudicar o solo, conforme a sua natureza e as quantidades aplicadas. São produtos ricos em matéria orgânica e que contêm maiores ou menores quantidades de todos os elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento das plantas: os macronutrientes principais, azoto (N), fósforo (P), potássio (K), e secundários, cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), e os micronutrientes ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), boro (B), cloro (Cl), molibdénio (Mo) e níquel (Ni). Contêm ainda muitos outros elementos químicos, alguns dos quais, como o sódio (Na) e o cobalto (Co), poderão ser úteis para certas culturas, o primeiro para a cultura da beterraba sacarina e o segundo para as leguminosas em geral, pois é indispensável à fixação do azoto atmosférico (Dias, 2004). As lamas poderão ser utilizadas como corretivos orgânicos, pelo teor em matéria orgânica que possuem e como complemento em planos de fertilização das culturas, pelos nutrientes (azoto e fósforo) que podem libertar (Mendes, 2014).

Entre as diversas funções exercidas pela matéria orgânica nos solos, sublinham-se: a sua influência na agregação das partículas minerais; o seu efeito neutralizador em relação a determinadas substâncias tóxicas para as plantas; o aumento da temperatura do solo, pelo facto

de regularizar o teor de água; a libertação de azoto e diversos compostados orgânicos; a solubilização de vários compostados minerais; e ser fonte de elementos nutritivos, tanto macro como micronutrientes, cedendo-os gradualmente.

A aplicação continuada de lamas de ETAR no solo contribuirá para o aumento progressivo do seu nível de matéria orgânica, do qual resultarão os seguintes efeitos positivos (Dias, 2004):

- Melhoria da estrutura do solo, favorecendo a formação de agregados e aumentando a sua estabilidade;
- Aumento da capacidade de troca catiónica do solo;
- Criação de melhores condições para a vida microbiana do solo, com efeitos positivos na dinâmica de alguns nutrientes, sobretudo do azoto e do enxofre;
- Criação de condições mais favoráveis para a absorção dos nutrientes pelas culturas e, como consequência, aumento da eficácia das adubações;
- Inativação de alguns metais pesados e correspondente redução do seu nível de toxicidade;
- Como resultado final, através do aumento de matéria orgânica do solo, obtém-se a melhoria da sua fertilidade e produtividade.

Como referido anteriormente, as lamas de ETAR atuam também como fornecedores de macro e de micronutrientes em quantidades significativas, que deverão ser tomadas em conta nos planos de fertilização das explorações agrícolas em que venham a ser aplicadas. Dos nutrientes fornecidos pelas lamas de ETAR, destacam-se os seguintes:

- **Azoto** - uma parte encontra-se sob a forma orgânica e outra sob forma mineral, variando a sua proporção de acordo com os processos de tratamento a que as lamas foram sujeitas. O azoto está presente nas lamas sob diferentes formas que, diretamente ou após transformações, são assimiláveis pelas plantas. O azoto na forma nítrica e amoniacal é diretamente assimilável pelas plantas, enquanto que o azoto contido na matéria orgânica só será assimilável após a sua decomposição parcial pela microfauna do solo.
- **Fósforo** - encontra-se sob formas minerais que as plantas podem facilmente absorver. As lamas poderão considerar-se como um verdadeiro fertilizante fornecedor de fósforo, uma vez que, durante a sua estabilização, formam compostados fosfatados pouco solúveis.
- **Potássio** - encontra-se sob a forma mineral, no entanto em quantidades muito reduzidas pois é facilmente removido durante o processo de tratamento das águas residuais.
- **Cálcio e Magnésio** - estão presentes em concentrações muito variáveis. A utilização da calagem contribuirá para teores elevados de cálcio e por vezes também de magnésio.

- **Enxofre** - presente em concentrações reduzidas.

Elementos essenciais, ou benéficos, dos quais se destacam: o cálcio, o magnésio, o enxofre e, com menor representação, o ferro, o alumínio e o sódio, encontram-se essencialmente na forma inorgânica, surgindo na forma de compostados minerais estáveis, principalmente na fase solúvel (Costa, 2003).

A combinação de matéria orgânica, humidade e nutrientes, fazem com que a aplicação de lamas de ETAR no solo seja vantajosa e a sua utilização na agricultura constitua o seu principal destino num significativo número de países. As lamas de ETAR podem ser aplicadas nas suas diversas formas: num bolo desidratado ou material seco, ou injetadas no solo sob forma líquida (Mendes, 2014).

Os metais mais frequentemente encontrados nas lamas são: o zinco, o cobre, o crómio, o cádmio, o níquel e o chumbo. O cádmio e o chumbo são os que acarretam mais preocupações. O primeiro porque é assimilado pelas plantas sem actividade manifesta, isto é, na maior parte das vezes, sem cursar com sintomas de fitotoxicidade, acumulando-se na cadeia alimentar humana direta ou indiretamente através dos animais, podendo originar vários problemas de saúde. O segundo por se tratar de um elemento tóxico para os animais e a sua introdução na cadeia alimentar apresentar efeitos cumulativos no Homem (Dias, 2004).

Os poluentes orgânicos são compostados químicos de síntese, com origem antropogénica, aparecendo posteriormente nas águas de utilização doméstica. Estas substâncias estão regulamentadas através da legislação (Decreto-Lei n.º 276/2009): LAS: alquilo benzenossulfonatos lineares; NPE: nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados; PAH: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; PCB: compostados bifenilos policlorados; e PCDD/F: policlorodibenzodioxinas e furanos.

Dos microrganismos patogénicos que aparecem nos esgotos municipais e, conseqüentemente nas lamas, destacam-se as bactérias, os vírus e os ovos de parasitas. Os diferentes géneros de bactérias que se podem encontrar nas lamas são essencialmente provenientes de ligações clandestinas das lavagens de matadouros e de centrais leiteiras, bem como de fábricas de curtumes e de hospitais, sem tratamento prévio, às redes de esgotos urbanos. Posto isto, a utilização agrícola de lamas deve ser cuidadosamente controlada, uma vez que as lamas podem dar origem à contaminação dos solos, águas ou alimentos com: metais pesados, compostados orgânicos e microrganismos patogénicos, devendo a sua aplicação ser feita nos casos em que cumpra o que refere a legislação, Decreto-Lei n.º 276/2009, de que falaremos em maior pormenor seguidamente (Mendes, 2014).

A valorização agrícola das lamas pode ser executada aproveitando o seu poder fertilizante, devido à sua matéria orgânica e nutrientes. No entanto, para poderem ser utilizadas na fertilização de solo, estas deverão satisfazer determinados padrões de qualidade e a sua aplicação deverá ser tecnicamente correta, no sentido em que deverá obedecer a certas regras que alvejam os seguintes objetivos:

- Salvar a segurança dos utilizadores;
- Preservar a qualidade do ambiente, minimizando os riscos de poluição do solo, da água e do ar;
- Minimizar os riscos de saúde pública e respeitar o bem-estar das populações residentes na área da sua utilização;
- Contribuir para a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo e, como consequência, da sua fertilidade e produtividade.

Tais regras estão relacionadas não apenas com a qualidade das próprias lamas mas também, com as características dos solos e dos climas das regiões em que irão ser aplicadas, tendo em conta os sistemas culturais e exigências de natureza legal. Em suma, nem todas as lamas de ETAR possuem qualidade para utilização agrícola e nem todos os solos reúnem condições para poderem receber lamas.

## **Enquadramento Legal Nacional e Comunitário**

A nível nacional, o Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, estabelece o regime de utilização de lamas de depuração em solos agrícolas, transpondo para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 86/278/CEE, do Conselho, de 12 de Junho, de forma a evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação e para os animais, promovendo a sua correta utilização. O referido diploma aplica-se à utilização, em solos agrícolas, dos seguintes tipos de lamas:

### **a) Lamas de depuração:**

1. Lamas provenientes de ETAR domésticas, urbanas e de outras ETAR de composição similar às águas residuais domésticas e urbanas, com código LER 190805, segundo a classificação da Lista Europeia de Resíduos (LER), publicada pela Decisão 2014/955/EU de 18 de dezembro;
2. Lamas de fossas sépticas e de outras instalações similares para o tratamento de águas residuais (LER 200304);
3. Lamas provenientes de ETAR de atividades agropecuárias (LER 020199).

### **b) Lamas de composição similar:**

1. As lamas provenientes do tratamento de efluentes de preparação e processamento de frutos, legumes, cereais, óleos alimentares, cacau, café, chá e tabaco, da produção de conservas, da produção de levedura e extrato de levedura e da preparação e fermentação de melaços (LER 020305);
2. As lamas provenientes do tratamento de efluentes do processamento do açúcar (LER 020403);

3. As lamas provenientes do tratamento de efluentes da indústria de lacticínios (LER 020502);
4. As lamas provenientes do tratamento de efluentes da indústria de panificação (LER 020603);
5. As lamas provenientes do tratamento de efluentes da produção de bebidas alcoólicas e não alcoólicas, excluindo café, chá e cacau (LER 020705);
6. As lamas provenientes do tratamento de efluentes da produção e transformação da pasta para papel, papel e cartão (LER 030311).

Tendo em atenção o disposto na Lista Europeia de Resíduos, e caso seja efetuada mistura de lamas constituída exclusivamente a partir dos resíduos acima referidos, deve ser utilizado o código LER 190899 (resíduos sem outras especificações). A esta mistura de lamas é aplicável todo o diploma, incluindo a obrigatoriedade de obtenção de um Plano de Gestão de Lamas (PGL) aprovado pela Direção Regional de Agricultura e Pescas competente em razão do local de valorização agrícola (DRAP).

São definidos no Art.º 3º do mesmo diploma:

- Requerente: o produtor ou operador que requer uma autorização para aplicação de lamas no solo;
- Produtor: qualquer pessoa, singular ou coletiva, pública ou privada, de cuja atividade resultem lamas de depuração ou de composição similar a aplicar no solo;
- Operador: qualquer pessoa, singular ou coletiva, pública ou privada, responsável pela exploração, gestão e controlo da instalação de armazenagem e, ou, de tratamento de lamas a aplicar no solo;

O produtor de lamas, que tenha como destino a valorização agrícola, deverá dispor de uma instalação de armazenagem cuja capacidade permita assegurar a armazenagem de lamas relativa à produção média de 3 meses. Esta capacidade pode ser reduzida caso seja demonstrada a contratualização da transferência de lamas para operador devidamente licenciado. Havendo várias ETAR pertencentes à mesma entidade, a armazenagem pode ser feita numa única estação. A capacidade das instalações de armazenagem e, ou, de tratamento de lamas deve ser calculada tendo em conta os períodos de não aplicação de lamas (art. 5).

A atividade de valorização agrícola de lamas só pode ser exercida por produtores de lamas ou por operadores que comprovem dispor de um técnico responsável acreditado nos termos do Art.º 8º do diploma lamas e que sejam titulares de alvará para a armazenagem e, ou, tratamento de lamas, emitido ao abrigo do Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho (RGGR), pelas Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) competentes (art. 6º).

De acordo com o RGGR, as atividades de tratamento de resíduos referidas nos seus Anexos I e II estão sujeitas a licenciamento que pode ser efetuado pelo regime geral definido no Art.º 27º e seguintes ou por procedimento simplificado (Art.º 32º). No entanto, o Art.º 43º do RGGR estabelece que as operações de gestão de resíduos, nomeadamente da sua valorização, (OGR R10) estão sujeitas a licenciamento nos termos de legislação específica, consubstanciada no diploma lamas. Assim sendo, consoante o tratamento a efetuar às lamas de ETAR, o regime de licenciamento a aplicar, de acordo com o RGGR varia:

- Regime geral: caso sejam objeto de tratamento biológico por compostagem ou digestão anaeróbia, ao qual corresponde a OGR R3 (art. 23 e seguintes);
- Regime simplificado: valorização de resíduos realizada a título experimental destinada a desenvolvimento e ensaio de medidas de aperfeiçoamento dos processos de gestão de resíduos, por um período máximo de 6 meses, prorrogável até 18 meses (alínea f) do nº 1 do art. 32);
- Isenção de licenciamento caso o seu tratamento seja efetuado pelo produtor dos resíduos, resultantes da sua própria atividade, no local de produção ou em local análogo ao da produção, pertencente à mesma entidade (alínea e) do nº 4 do art. 23);
- Regime especial de licenciamento, pelo diploma lamas: caso seja efetuada a operação de valorização agrícola de lamas de depuração, consubstanciado na aprovação do Plano de Gestão de Lamas pela DRAP competente em razão da área de espalhamento, devendo o produtor, quando aplicável, ou o operador ser titular de alvará para a armazenagem e, ou, tratamento de lamas;
- Regime especial de licenciamento pelo diploma aterros: caso sejam depositadas em aterro;

A utilização de lamas em solos agrícolas, num determinado perímetro de intervenção, está sujeita a um Plano de Gestão de Lamas (PGL) aprovado pela Direção Regional de Agricultura e Pescas (DRAP), territorialmente competente (art 14º), com parecer favorável da CCDR e ARH. O PGL aprovado tem uma validade de 5 anos.

Apenas é permitida a utilização, em solos agrícolas, de lamas que cumpram os valores limite de metais pesados, compostados orgânicos e microrganismos constantes no diploma, devendo ainda ser tido em consideração que a concentração de metais pesados nos solos recetores de lamas e a quantidade de metais pesados que anualmente pode ser introduzida por aplicação de lamas nos solos cultivados não podem ultrapassar os valores limite previstos nos anexos do diploma. É também obrigatória a realização de análises às lamas e aos solos, devendo as análises ser realizadas obrigatoriamente por laboratórios acreditados.

O Art.º 18º do diploma lamas estabelece que o titular do PGL aprovado deve apresentar anualmente à DRAP uma declaração de planeamento das operações definindo as parcelas que irão ser sujeitas a utilização e a sua conformidade com o PGL. Os n.ºs 2 e 3 do referido artigo determinam que a declaração de planeamento das operações é relativa a uma exploração agrícola e reporta-se a cada ano civil e que as operações objeto da DPO podem ter início no prazo de 7 dias sobre a apresentação da declaração de planeamento das operações à DRAP.

As entidades com competências de fiscalização na matéria de aplicação de lamas de ETAR são as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR); as Direções Regionais de Agricultura e Pescas (DRAP); as Administrações de Recursos Hídricos (ARH-APA); e as Autoridades policiais, sendo definidas contraordenações para os prevaricadores.

## Casos de Estudo

Através do estudo de Alvarenga et al. (2015), podemos concluir que os benefícios da utilização de lamas residuais dependem da quantidade de matéria orgânica e do teor de nutrientes (N, P e K) dessas lamas. Os riscos podem estar associados:

- I. À elevada salinidade de alguns materiais, avaliada através da sua condutividade elétrica em água, a qual pode contribuir para o aumento da salinidade do solo. Esta será tanto maior quanto maior for a falta de estabilidade das lamas, que levará a uma acentuada mineralização das mesmas no solo;
- II. A concentrações elevadas de  $\text{N-NH}_4^+$ , que podem contribuir para emissões de  $\text{NH}_3$ ;
- III. À contaminação potencial por metais pesados e contaminantes orgânicos;
- IV. À contaminação potencial por microrganismos patogénicos, se as lamas não tiverem sofrido um processo de higienização adequado;

Num estudo realizado por Serrão et al. (2009), a aplicação de lamas residuais urbanas em solos marginais destinados a pastagens, revelou-se claramente promissora no incremento da produção de matéria seca de misturas pratenses semeadas e pastagens, assim como, na melhoria dos teores de P “assimilável”, de matéria orgânica e N totais, e dos teores de Ca e Mg de troca do solo. Verificou-se que os compostados poluentes orgânicos veiculados pelo resíduo para a camada superficial do solo não persistiram no solo um ano após a aplicação do resíduo, e que os níveis de lamas residuais ensaiados também não contribuíram para o aumento de contaminação fecal do solo.

Melo (2012), concluiu que a utilização de lamas de ETAR na cultura de milho foi benéfica, não só aumentando a sua produtividade, como permitindo uma resposta superior aos controlos, mesmo quando se aplicou uma fertilização mineral de NPK. Se o solo for carente em K, é fundamental que se suplemente com adubação deste nutriente em fundo, o que pode ser feito à sementeira, como aliás foi efetuado neste ensaio. A fertilidade dos solos aumentou com todas

as modalidades de fertilização, sendo que, no caso da aplicação de lamas, os benefícios foram transversais a quase todos os nutrientes do solo. Também concluíram que, num sistema de rotação com pastagem permanente, a aplicação de lamas na cultura do milho, desde que se respeite a legislação, é benéfica para a rentabilidade desta cultura.

### **2.1.2. Compostados de Resíduos Sólidos Urbanos**

O conceito e definição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é atribuído geralmente a todos os resíduos sólidos produzidos nas atividades urbanas, domésticas e comerciais. Os RSU são constituídos por matéria orgânica, plásticos, papel e cartão, vidro, metais, entre outros resíduos. A heterogeneidade de materiais e respetivas quantidades varia muito consoante os hábitos, as populações, as atividades, entre outras variáveis e, por isto, são muito difíceis de quantificar e de caracterizar (APA, RARU 2012). A fração dos RSU que é biodegradável, deve ser reciclada e valorizada através do processo de compostagem e o produto derivado, o compostado, rico em matéria orgânica e estabilizado, é de grande interesse para utilização agrícola.

Os compostados da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos possuem valor fertilizante e ecológico, uma vez que fornecem matéria orgânica aos solos, bem como nutrientes com origem na mineralização que decorreu durante a sua compostagem. Por esta razão, estes devem ser utilizados em quantidades cada vez mais elevadas nos solos. Em muitos países, principalmente nos do Sul da Europa, o método de tratamento instalado nas estações de tratamento é o tratamento mecânico e biológico por compostagem, que permite a introdução no mercado de uma grande quantidade de compostado deste tipo (Santos, 1995).

### **Vantagens e Desvantagens da Utilização de Compostados de RSU**

Em suma, a matéria orgânica gerada no processo de compostagem de RSUs contribui para um aumento de fertilidade dos solos e para a taxa de absorção dos nutrientes, conciliando a agricultura e as respetivas exigências agronómicas, económicas e ecológicas (Santos, 1995).

A principal mais-valia do compostado proveniente dos RSUs, é a sua elevada composição em carbono orgânico e a baixa densidade do substrato. Citando He et al., 1995; Soumare et al., 2003, em média, cerca de 20% do carbono total é orgânico e deste, 8%, encontra-se sob a forma de carbonato. Segundo Santos (1995), a importância do teor em matéria orgânica, e os seus efeitos benéficos no solo, observam-se através do aumento da sua fertilidade, tanto nos aspetos químicos como nos físicos e bióticos, garantindo um equilíbrio nutritivo conveniente às plantas, através não só da matéria orgânica, mas também dos macronutrientes e micronutrientes que são libertados pela sua mineralização. Contudo, há que ter em atenção que em excesso, estes grupos de nutrientes poderão ser fitotóxicos.



Os teores de matéria orgânica e de nutrientes vegetais dos compostados de RSU constituem dois dos principais fatores de valorização destes produtos. Em todo o caso, existem aspetos que podem ser suscetíveis de condicionar as quantidades de compostado de RSU a aplicar em solos agrícolas e florestais, sendo importante precaver os efeitos prejudiciais, no que diz respeito à razão C/N, ao grau de humificação, ao teor de azoto amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e ao teor em metais pesados (Santos, 2012).

Ainda segundo este autor, o pH é também um parâmetro de apreciação da qualidade dos compostados RSU, especialmente no que diz respeito à antevisão da estabilidade da sua composição. Os valores mais frequentes são da ordem de 8, refletindo a presença de matérias de carácter básico, ou seja, de compostados de cálcio e de sódio. Um pH básico constitui um bom indicador de que o processo de compostagem evoluiu durante o tempo necessário à estabilização do compostado, tendo ultrapassado a fase acidófila (Lima, 2016).

Alguns dos graves inconvenientes e/ou riscos da aplicação ao solo de compostados de RSU são a possibilidade de contaminação dos solos, dos recursos hídricos e das plantas. Tradicionalmente, os riscos estavam apenas associados à heterogeneidade do produto, a valores da razão C/N demasiado elevados, elevada salinidade, teor elevado em azoto amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e à transmissão de sementes e propágulos de plantas infestantes, de agentes patogénicos e/ou fitotóxicos para as culturas (Santos, 2012).

Contudo, os maiores riscos são os associados ao fato do compostado poder veicular para o solo metais pesados e contaminantes orgânicos, os quais se podem acumular no solo, ser transferidos para as culturas, ou transportados nas águas de infiltração ou de escoamento superficial (Alvarenga et al., 2015).

Segundo Farrell & Jones (2009), os compostados de resíduos sólidos urbanos têm potencial para desempenhar um papel extremamente benéfico na recuperação e na regeneração de uma variedade de locais contaminados e de zonas pós-industriais. Além disso, se a compostagem é realizada da melhor maneira, a prática deverá levar a um menor risco biológico de contaminação por patogénicos.

Os solos nacionais são muito pobres em matéria orgânica, sendo muito importante aproveitar os compostados, devidamente processados em conformidade com as regras de utilização, e aplicá-los na agricultura. Esta poderá ser a principal vantagem, elevando os níveis de matéria orgânica.

Admitindo-se que a matéria orgânica não interfere diretamente na alimentação das plantas, esta está profundamente ligada às propriedades físicas dos solos (estrutura, capacidade de retenção de água, arejamento, infiltração, entre outros), dando suporte a uma agricultura, que se quer amiga do ambiente, com menores riscos de poluição, viabilidade económica, potenciando assim, mais e melhores produções agrícolas.

Todavia, existe a necessidade de impor regras no tratamento biológico dos resíduos, no seguimento de especificações técnicas e impor limites para alguns parâmetros, com utilizações

previamente definidas. Tendo em conta o Decreto-Lei n.º 103/2015, de 15 de junho, foram definidas as especificações técnicas sobre qualidade e utilizações do compostado onde se encontram definidos quatro classes de qualidade para o compostado, suportados pela fixação de limites diferenciados para alguns parâmetros, visando aplicações distintas na agricultura, e ainda, relativamente à categoria e/ou nível de maturação do compostado. Em cada Classe (Classe I, Classe II e Classe III, admitindo uma quarta classe (Classe II A)), encontramos os valores máximos admissíveis para os teores “totais” de metais pesados, materiais inertes antropogénicos, pedras de granulometria superior a 5 mm (valores reportados à matéria seca) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados à matéria fresca) (Tabela 1.1).

**Tabela 1.1.** - Valores atribuídos às Classes (Classe I, II, II A e III) do Compostado. Fonte: Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho.

Parâmetros	Compostado			
	Classe I	Classe II	Classe II A	Classe III
<b>Cádmio (mg/kg)</b>	0,7	1,5	3,0	5,0
<b>Chumbo (mg/kg)</b>	100	150	300	500
<b>Cobre (mg/kg)</b>	100	200	400	600
<b>Crómio (mg/Kg)</b>	100	150	300	400
<b>Mercúrio (mg/kg)</b>	0,7	1,5	3,0	5,0
<b>Níquel (mg/kg)</b>	50	100	200	200
<b>Zinco (mg/kg)</b>	200	500	1000	1500
<b>Materiais inertes antropogénicos (%)</b>	0,5	1,0	2,0	3,0
<b>Pedras &gt; 5 mm (%)</b>	5	5	5	-
<b>Salmonella ssp.</b>	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g
<b>Escherichia coli (células/g)</b>	< 1000	< 1000	< 1000	< 1000

\* Incluem vidro, metais e plásticos, cujas partículas apresentem uma granulometria superior a 5 mm.

Deve se ter em consideração a qualidade do compostado (higienizado, homogéneo, estável e maturado), de forma a que a sua utilização não provoque resultados desfavoráveis para o ambiente (Queda, 1999), exigindo um acompanhamento ao longo de todo o processo. A monitorização proporciona a informação necessária para manter a elevada qualidade do processo e, consequentemente, do produto final – o compostado. Através da monitorização do processo de compostagem é possível efetuar correções de forma a obter-se a qualidade desejada.

Fernandes (1999) referiu ainda que, a contaminação é fortemente condicionada pelo método de triagem do material, sendo muito difícil evitar essa contaminação através de processos mecanizados de separação dos RSU. Por um lado, a recolha seletiva permite reduzir bastante os níveis de contaminação, enquanto que, quando tal não é possível, a escolha adequada do sistema de compostagem pode minimizar os efeitos dessa contaminação.

## Enquadramento Legal Nacional e Comunitário

Uma gestão mais apropriada de resíduos proporciona a preservação dos recursos naturais, através da sua redução, reutilização, reciclagem e valorização. Desta forma, é importante criar normas jurídicas específicas, que consciencializem todos os intervenientes na cadeia de gestão de resíduos, desde a Administração Pública e Local, passando pelos operadores económicos até aos cidadãos em geral, enquanto produtores de resíduos e responsáveis pelos mesmos, de modo a que a sua eliminação seja minimizada e que a sua reutilização, reciclagem ou valorização seja privilegiada, consoante as características de cada resíduo em particular.

O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho, veio clarificar e concentrar todas as regras sobre matérias fertilizantes, incluindo entre outras, as matérias fertilizantes não harmonizadas e, concretamente a utilização dos compostados. O objetivo foi o de disponibilizar um quadro legislativo com maior clareza jurídica, que permita uma mais correta colocação no mercado das matérias fertilizantes. Foram revogadas as anteriores normas, a saber:

Decreto-Lei n.º 190/2004, de 17 de agosto, alterado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, e a Portaria n.º 1322/2006, de 24 de novembro. Assim retém-se o seguinte, da referida norma:

- Utilização sustentável das matérias fertilizantes com componentes orgânicos, estabelecendo-se critérios de qualidade para estas matérias produzidas a partir de resíduos e matérias orgânicas biodegradáveis;
- A produção destas matérias fertilizantes, de acordo com as disposições do diploma, configurou a aplicação do fim de estatuto de resíduo à produção de compostado, constituindo-se agora como um produto;
- Foi criado um sistema de registo das matérias fertilizantes não harmonizadas e respetivas obrigações;
- Reforçou-se a prevenção na produção de resíduos e fomentou-se a sua reutilização e reciclagem, promovendo o pleno aproveitamento do novo mercado organizado de resíduos, como forma de consolidar a sua valorização, com vantagens para os vários agentes económicos, estimulando o aproveitamento de resíduos específicos com elevado potencial de valorização;
- Clarificou-se conceitos-chave, como as definições de resíduo, prevenção, reutilização, preparação para a reutilização, tratamento e reciclagem e a distinção entre os conceitos de valorização e eliminação de resíduos. Prevê-se a aprovação de programas de prevenção e estabelecem-se metas de preparação para reutilização, reciclagem e outras formas de valorização material de resíduos, a cumprir até 2020;
- Incentivo à reciclagem, o que permite o cumprimento destas metas, e de preservação dos recursos naturais, prevista a utilização de pelo menos 5% de materiais reciclados em empreitadas de obras públicas;

- Definição de requisitos para que substâncias ou objetos resultantes de um processo produtivo possam ser considerados subprodutos e não resíduos;
- Critérios para que determinados resíduos deixem de ter o estatuto de resíduo;
- Introduziu-se o mecanismo da responsabilidade alargada do produtor, tendo em conta o ciclo de vida dos produtos e materiais e não apenas a fase de fim de vida, com as inerentes vantagens do ponto de vista da utilização eficiente dos recursos e do impacto ambiental.

Grande parte da legislação existente em Portugal são transposições das Diretivas da atual União Europeia e antiga Comunidade Europeia, como são os exemplos da Diretiva n.º 98/34/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de junho de 1998, alterada pela Diretiva n.º 98/48/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de julho de 1998, ou ainda mais recente, o Regulamento (CE) n.º 2003/2003, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003. A norma mais abrangente, para o nosso país, é o Decreto-Lei 103 que se descreveu.

## **Casos de Estudo**

A compostagem da fração orgânica de RSUs constitui uma boa estratégia para a estabilização/tratamento destes resíduos, permitindo a obtenção de um produto de elevada qualidade em termos do seu teor em matéria orgânica e em macro e micronutrientes, higienizado e livre de propágulos de infestantes. A sua aplicação no solo pode influenciar positivamente a disponibilidade de nutrientes, a mineralização da MO remanescente nestes materiais, e, consequentemente, influenciar positivamente o crescimento da planta. Num ensaio de campo de três anos, em Nova Escócia, no Canadá, Warman et al. (2009), avaliaram os efeitos do compostado RSU como fertilizante no enriquecimento do solo, para a cultura da abóbora (*Cucurbita maxima* cv. Buttercup) e chegaram à conclusão que o compostado é uma boa fonte de nutrientes (K, S, Cu, Zn, B e Na), tendo permitido o incremento da sua produtividade.

Num outro estudo, realizado pela mesma equipa na mesma área geográfica (Mkhabela e Warman, 2003), foi estudada a influência da utilização deste tipo de compostado na disponibilidade de fósforo no solo e absorção pelas duas culturas hortícolas cultivadas e testadas em solo arenoso. Neste ensaio observou-se que, a utilização de fertilizantes inorgânicos (NPK) e uma mistura de compostado de RSU, produzem rendimentos mais elevados quando comparados com o compostado de RSU isoladamente. No entanto, o compostado RSU pode ser utilizado como substituto de fertilizantes inorgânicos de forma a fornecer P às culturas de batatas e milho doce. Este pode contribuir para a reciclagem dos nutrientes da planta e para a redução da degradação ambiental associada ao simples encaminhamento de RSU para aterros sanitários.

De acordo com um estudo desenvolvido por Ouni et al. (2013), a aplicação de compostado de RSU na dose de 100 t/ha melhorou as propriedades físicas e químicas do solo e aumentou o seu teor em fósforo (P). Sob condições de salinidade, o compostado não se revelou completamente eficiente na anulação dos efeitos prejudiciais do sal, no entanto, foi capaz de reduzi-los por via da regulação do equilíbrio hormonal da planta. Por conseguinte, o compostado de RSU pode ser utilizado de forma a otimizar a produção e o estado fitossanitário da cultura, em áreas com solos salinos ou com níveis de sais na água de irrigação acima do desejado.

Martínez-Blanco (2009) realizou várias experiências de aplicação de compostado de RSU em horticultura, tendo demonstrado que este tipo de corretivo utilizado como fertilizante, apresenta um menor impacto quando comparado com um fertilizante mineral. Segundo este estudo, o compostado pode representar uma opção mais favorável do ponto de vista ambiental, comparativamente à fertilização mineral, e poderá ser aplicável a todos os tipos de hortícolas. A título de exemplo, a aplicação de compostado como fertilizante na cultura de tomate, não demonstrou ter um efeito negativo sobre a colheita ou a qualidade do tomate.

Segundo Farrell e Jones (2009), os compostados de RSU detêm o potencial para desempenhar um papel extremamente benéfico na recuperação e regeneração de uma variedade de locais contaminados e de zonas pós-industriais. Adicionalmente, estes autores referem que, se a compostagem é realizada de forma a permitir a obtenção de um compostado com elevado grau de maturação, esta prática acarreta um risco muito baixo de contaminação com organismos patogénicos. Alvarenga et al. (2008; 2009a; 2009b; 2014) evidenciaram que a utilização de compostado de RSU, na dose de 50 ton/ha, pode ser utilizado com bons resultados na recuperação de solos contaminados por atividades mineiras, permitindo a melhoria das suas características físico-químicas, bioquímicas e ecotoxicológicas. A aplicação deste corretivo nos solos de minas permite o estabelecimento de um coberto vegetal em solos muito ácidos, com baixo teor em matéria orgânica e condições nutricionais pobres, em estratégias designadas de fitoestabilização assistida. Ademais, o elevado teor em metais aí existente (e.g., Cu, Zn e Pb) é controlado, diminuindo a sua mobilidade avaliada por métodos de extração química seletiva com soluções de  $\text{CaCl}_2$  0,01M.

Os estudos supracitados permitiram concluir que a utilização de compostados orgânicos devidamente maturados e humificados, diminui o risco da contaminação ambiental por metais pesados presentes nos resíduos orgânicos, sendo que, o próprio compostado poderá atuar como agente atenuante de poluição por metais provenientes de outras fontes.

### **2.1.3. Compostados de Resíduos Agrícolas**

Muito relevante para o processo de compostagem e para a qualidade final do compostado é a composição química e bioquímica dos vários materiais utilizados na mistura inicial, uma vez que esta determina a sua suscetibilidade à decomposição microbiana e a sua composição final.

Materiais que contêm hidratos de carbono, lípidos e proteínas constituem uma fonte ideal de carbono e energia para os microrganismos, enquanto que materiais que possuam uma fração elevada de celulose e lenhina e pouca disponibilidade em compostados azotados serão degradados muito lentamente (Batista e Batista, 2007).

Entre materiais ricos em carbono podemos considerar tipos de materiais lenhosos como a casca de árvores, as aparas de madeira e o serrim, as podas dos jardins, folhas e agulhas das árvores, palhas, fenos e papel. Entre os materiais azotados incluem-se as folhas verdes, estrumes animais, urinas, solo, restos de vegetais hortícolas, erva, etc. (Brito, 2005). Da mistura em proporções adequadas destes materiais poderá ser possível a obtenção de uma matriz orgânica com uma adequada razão C/N, o que permitirá que a compostagem não seja tão demorada, sendo possível obter um compostado maturado num tempo mais curto do que seria possível com uma razão C/N mais elevada (Brito, 2017).

Por esse motivo, principalmente no que diz respeito à compostagem de resíduos com origem agrícola, é imperativo controlar a razão C/N da matriz a compostar, bem como do compostado produzido para que não haja risco de indisponibilização de azoto para as culturas (o que acontecerá se a razão C/N for muito alta) ou de libertação de muito azoto na forma mineral, consequência da razão C/N ser muito baixa, por exemplo no caso dos estrumes, pondo em risco de contaminação as reservas hídricas (Brito, 2017).

Apesar do exposto, a compostagem de resíduos agrícolas origina por norma, um compostado com um teor em metais reduzido, o que diminui o risco da contaminação dos solos quando neles são utilizados (Alvarenga et al., 2017).

## **Vantagens e Desvantagens da Utilização de Compostados de Resíduos Agrícolas**

Estes produtos, como corretivos orgânicos, melhoram de forma muito significativa as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos. Na verdade, estes produtos incrementam o arejamento, a capacidade de retenção de água e de infiltração, contribuindo para a redução da densidade aparente dos solos (Biddlestone & Day, 1987). No caso dos compostados de resíduos agrícolas, tais benefícios são conseguidos sem o risco de contaminação dos solos com metais e contaminantes orgânicos, risco esse geralmente associado à utilização de compostado de RSU. A contribuição destes compostados para a melhoria da estrutura do solo, e por isso, da sua capacidade de retenção de água, está relacionada com o seu elevado teor em compostados húmicos e libertação no solo de catiões multivalentes (e.g.,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ). A contribuição dos compostados húmicos para a formação dos agregados que constituem o complexo de troca do solo (complexo argilo-húmico) é muito importante e deve-se às suas propriedades coloidais. Os sais que constituem o compostado completam essa ação pois são libertados com os catiões necessários à neutralização das cargas dos coloides minerais e orgânicos do solo, permitindo a formação de agregados estáveis (Kononova, 1966; Bertoldi et al., 1983).

Assim, estão criadas condições para facilitar o enraizamento das culturas. Acresce ainda que os compostados, dada a sua constituição química, podem reter fisicamente iões minerais e cedê-los gradualmente às culturas por permuta iónica com as raízes. O sistema radicular é, assim, estimulado devido à melhoria das características físicas dos solos e ao incremento da nutrição (Bertoldi et al., 1983). Este fato permite à planta explorar um maior volume de solo, resultando assim num aumento do crescimento acima e abaixo da superfície do solo.

Assim, justifica-se o uso dos compostados para fins agrícolas por razões de ordem ecológica, uma vez que permitem, gradualmente, a biodegradação e estabilização de matéria orgânica e o melhoramento das características físicas do solo, contribuindo para o combate à erosão (Diaz et al., 1987) e, por razões de ordem agronómica, dado que os compostados podem ser sucedâneos tecnicamente adequados dos corretivos orgânicos tradicionais, estes últimos cada vez menos usados. Além disso, quando estabilizados são, em princípio, mais fáceis de manusear e de aplicar e têm menor probabilidade de transmitir ao solo algumas pragas e doenças (Santos, 1987).

Importará, também, referir que, alguns dos resíduos, nomeadamente os provenientes de matadouro que integram vísceras, sangue, penas e pêlos, que são, pela sua natureza, suscetíveis de fortes contaminações com microrganismos patogénicos deverão, por razões de segurança, ser submetidos a tratamento térmico, tendo em vista a sua esterilização e desidratação. (Gonçalves, 2005)

Muitos produtores encaram os compostados essencialmente como uma fonte de nutrientes para adicionar ao solo. No entanto, na sua constituição existe um conjunto diversificado de microrganismos associados aos níveis de matéria orgânica, os quais oferecerem benefícios ainda mais significativos para as propriedades bioquímicas do solo. Segundo (Shilev et al., 2007) a aplicação de produtos compostados bem maturados no solo pode resultar em:

- Aumento da matéria orgânica nos solos, melhor drenagem em solos argilosos e controlo da erosão do solo;
- Melhoria das propriedades do solo e respetivo crescimento das plantas; criando boa estrutura de raízes, reduzindo o stress da planta à seca e às geadas e melhorando o conteúdo nutritivo de produtos cultivados em solos ricos em compostado;
- Redução dos impactos ambientais devido ao controlo da erosão do solo e do arejamento, perda de nutrientes, etc;
- Aumento da população microbiana;
- Aumento da capacidade de retenção de água em solos arenosos, diminuindo a necessidade de rega;
- Balanço do pH do solo;

- Substituição da aplicação de fertilizantes químicos.

São vários os riscos inerentes à utilização de mistura de materiais orgânicos «frescos» sem uma adequada maturação: (i) a mineralização destes materiais pode, numa fase intermédia, contribuir para aumentar a mobilidade do fósforo, complexar os metais pesados em formas solúveis, tornando-os mais facilmente lixiviáveis para as águas subterrâneas; (ii) por vezes as elevadas razões C/N, podem determinar, ainda que temporariamente, menor disponibilidade de azoto para as culturas; (iii) a mineralização rápida é suscetível de provocar bruscas subidas de temperatura, com reflexos desfavoráveis nas raízes das plantas, na vida dos microrganismos e na exagerada solubilização de micronutrientes e metais pesados; (iv) a propagação de infestantes (e, até, de pragas e doenças) é mais provável (Santos, 2001).

## **Enquadramento Legal e Comunitário**

Sendo a Herdade da Risca Branca, onde foi produzido o compostado de resíduos agrícolas, uma exploração em modo de produção biológico, o Regulamento (CEE) n.º 2092/91 do Conselho de 24 de junho que estabelece os princípios do modo de produção biológica de produtos agrícolas estabelece que só poderão ser utilizados como fertilizantes e corretivos dos solos os produtos constituídos por substâncias enumeradas no anexo II. Entre estas substâncias, poderão ser utilizadas na produção do compostado biológico, estrume de animais e de aves de capoeira, chorume ou urina, palha, resíduos domésticos orgânicos, detritos vegetais, produtos animais transformados, subprodutos orgânicos de alimentos e de indústrias têxteis, algas e produtos à base de algas, serradura cascas e desperdícios de madeira, rocha fosfatada natural e argila. Quanto às restrições de utilização das substâncias referidas no anexo II do Regulamento (CEE) n.º 2092/91, destacam-se as seguintes:

- Os estrumes não podem ser provenientes de explorações sem terra;
- Os resíduos domésticos orgânicos têm de ser separados na origem e com um sistema de recolha fechado;
- Entre os produtos de origem animal, desde que autorizados pela entidade de controlo, podem utilizar-se as seguintes farinhas: sangue, cascos, chifres, ossos, peixe, carne e penas;
- Pode ser utilizada farinha de bagaço de oleaginosas, casca de cacau e radículas de malte;
- Podem utilizar-se algas e produtos de algas, desde que sejam obtidos diretamente por processos físicos, por extração com água ou soluções aquosas, ou por fermentação;
- A serradura, as aparas de madeira e os compostados de casca de árvore não podem ter sofrido tratamento químico após o abate.

## **Casos de Estudo**

Num estudo realizado por Ferreira (2017), comprovou-se que a incorporação ao solo de compostados de resíduos da cunicultura e da ovinocultura pode ser recomendada para aumentar



a absorção de nutrientes e a produtividade da alfaca em modo de produção biológico, recomendando-se uma melhor seleção dos materiais e do processo de compostagem destes resíduos para obter um compostado com menor condutividade elétrica.

#### 2.1.4. Cultura do Azevém

O azevém italiano (*Lolium multiflorum* Lam.), é uma gramínea forrageira bianual destinada a prados de curta duração ou a forragem para corte, consociado ou em estreme. Tem grande aptidão forrageira, excelente qualidade e é muito apetecível para os animais. É uma cultura de fácil implantação e flexibilidade de exploração e com elevado potencial produtivo. Tem preferência por solos profundos, húmidos e férteis, e por climas temperados. O azevém anual é tradicionalmente explorado como cultura intercalar do milho, estreme ou em misturas anuais (ferrãs). Destina-se à produção de forragem verde, em múltiplos cortes, em que o último é reservado normalmente para fenação e, mais recentemente, para ensilar (Lopes et al, 2006).

O azevém anual pode ser de vários tipos, conforme a sua plóidia (2n ou 4n), o grau de alternatividade e a duração do ciclo vegetativo (perenidade).

**Tabela 2.1.** – Descrição dos dois tipos de azevém. Fonte: (Ficha Técnica DRAEDM, 2006).

<b>Azevém</b>	<b>Diplóide (2n)</b>	<b>Tetraplóide (4n)</b>
<b>Folhas</b>	Mais estreitas	Mais largas
<b>Cor</b>	Verde claro	Verde escuro
<b>Sementes</b>	Mais pequenas (cerca de 400 grãos por grama)	Maiores (250-300 grãos por grama)

Em Portugal, a prática tradicional é a sementeira do Azevém no Outono:

**Tabela 2.2.** – Ciclos vegetativos da cultura do Azevém. Fonte: (Ficha Técnica DRAEDM, 2006).

<b>Azevém</b>	<b>Alternativo</b>		<b>Não Alternativo</b>	
<b>Sementeira</b>	Outono – Primavera		Outono – Primavera	
<b>Produção de Semente</b>	Ano Seguinte	Mesmo Ano	Ano Seguinte	Ano Seguinte
<b>Duração</b>	6-18 Meses		18-30 Meses	

A escolha de variedades faz-se conforme a utilização e condução da cultura, dando-se preferência às variedades menos sensíveis às doenças e à acama e com maior tolerância à secura. Tratando-se de uma cultura intercalar do milho, instalada no Outono e explorada em cortes múltiplos com fenação ou ensilagem do último, a escolha da variedade deverá ter em conta os seguintes aspetos (Lopes et al, 2006):

- **Bom desenvolvimento após a sementeira** - As variedades com estabelecimento mais rápido permitem antecipar o primeiro corte.
- **Rebentação após os cortes** - Para um ritmo de cortes intenso devem-se escolher variedades de forte afilamento e grande capacidade de rebentação após o corte. No caso do azevém não ser cultivado como cultura intercalar do milho então deve-se decidir por variedades de maior perenidade.
- **Precocidade** - É um critério importante porque determina a altura em que os terrenos estarão livres para a instalação do milho.
- **Produções de matéria seca** - Quando a exploração for de alguma forma menos intensa, por exemplo em corte único, as variedades deverão ser escolhidas em função da precocidade e níveis de produção.

A exploração do azevém tem o objetivo de satisfazer as necessidades alimentares dos animais, podendo seguir uma das seguintes modalidades:

- **Em verde (exclusivamente)** - Faz-se durante o período vegetativo (estado folhoso), entre o afilamento e o encanamento, com cortes sucessivos. Se a sementeira for cedo, pode-se fazer o primeiro corte cerca de mês e meio depois (ao afilamento médio, plantas com 20 cm de altura). O intervalo entre os cortes seguintes deverá ser de 3 a 4 semanas, para permitir uma rebentação adequada da cultura depois de cada corte. O emborrachamento e início do encanamento verifica-se de fins de fevereiro até março.
- **Em verde e conservação** - Após vários cortes para consumo em verde, faz-se um último destinado à fenação ou ensilagem. Neste caso, a exploração em verde não deve ultrapassar a fase de emborrachamento, isto é, quando o esboço da espiga está a 10-15 cm de altura do solo (geralmente na primeira semana de março). O período do corte para conservação situa-se entre o início do espigamento e o pleno espigamento (fase reprodutiva abril a maio), não devendo ultrapassar o início da floração. Para a produção de silagem, o corte deverá ser feito no início do espigamento, não devendo ultrapassar o espigamento médio; recomenda-se uma pré-fenação. Para a produção de feno, o corte deve ocorrer entre o início e o fim do espigamento, de preferência utilizando uma gadanhira acondicionadora, para que o tempo de secagem seja mais rápido.
- **Conservação (silagem e/ou feno)** - Utiliza-se sobretudo com a consociação de azevém com aveia, em que é vulgar um corte quando as plantas atingem cerca de 20 a 30 cm de altura e o último corte será para conservar. Para obter uma forragem de azevém com as melhores características de produção e qualidade aconselha-se que não seja feita para além do espigamento.

Nas regiões favoráveis à cultura do azevém anual, é possível atingir níveis de produção na ordem de 60 t de matéria verde (MV)/ha e cerca de 12 t de matéria seca (MS)/ha. Naturalmente, estes valores dependem da capacidade de rebentação e recrescimento da cultura, do nível de adubação azotada, da sensibilidade ao ritmo de cortes e da precocidade da variedade (Lopes et al, 2006).

A forragem obtida no período vegetativo é rica em água e proteína, enquanto que no início do espigamento é mais equilibrada em matéria seca e elementos nutritivos. Este é o momento de melhor balanço entre o teor em água (percentagem de MS), açúcares solúveis (valor energético) e matéria azotada total digestível (valor proteico). A forragem, desde o período vegetativo até ao espigamento, é muito apetecível para o animal. O espigamento marca o início da diminuição de elementos nutritivos, conforme os valores que se ilustram no quadro seguinte:

**Tabela 2.3.** - Valor nutritivo durante o ciclo vegetativo. Fonte: (Ficha Técnica DRAEDM, 2006).

	Estado folhoso	Esboço de espiga (10 cm)	Espigamento médio
	Nov/Dez a Janeiro	Março	Maio
<b>Proteína Bruta</b>	14,3%	12,8%	7,2%
<b>Matéria Orgânica Digestível</b>	66%	67%	66%
<b>Unidades Forrageiras Leite</b>	0,96	0,87	0,84
<b>Unidades Forrageiras Carne</b>	0,93	0,81	0,77
<b>Matéria Seca</b>	10-12%	14-16%	16-18%

## 3. Materiais e Métodos

### 3.1. Caracterização dos Resíduos Orgânicos

Neste estudo foram selecionados três tipos de resíduos orgânicos: uma lama residual urbana (SS), um compostado proveniente do tratamento mecânico e biológico de resíduos sólidos urbanos de recolha indiferenciada (MMSWC), e um compostado de resíduos agrícolas proveniente da compostagem de resíduos de limpeza de olival e de estrume ovino (AWC).

As lamas residuais urbanas foram recolhidas numa central de tratamento municipal localizada numa pequena vila do Baixo Alentejo (Serpa), com aproximadamente 6000 habitantes e características rurais. A central em questão possui um sistema de tratamento de lamas residuais ativadas, com taxas de arejamento elevadas, seguido por uma nitrificação-desnitrificação. As lamas são desidratadas mecanicamente por centrifugação, ficando apenas com 15% de matéria seca, e posteriormente enviadas para o aterro (Alvarenga et al., 2015).

O compostado de resíduos sólidos urbanos municipais foi recolhido numa central de compostagem perto de Setúbal (Portugal), que trata os resíduos de mais ou menos 113000 habitantes. A central de compostagem recolhe resíduos sólidos municipais não selecionados que são mecânico-biologicamente segregados sendo que a fração orgânica é tratada e

comercializada. O compostado produzido é comercializado em massa, maioritariamente para ser aplicado em terrenos vinícolas (Alvarenga et al.,2015).

O compostado de resíduos agrícolas foi produzido no Baixo Alentejo numa exploração de olival em modo biológico situada em Serpa. O compostado produzido é normalmente, utilizado na própria exploração. O compostado foi produzido através de resíduos de limpeza de ramos de oliveiras, da colheita e processamento da azeitona para produção de azeite e do estrume produzido na quinta. A proporção dos materiais que são compostados é: 61% de estrume de ovino, 21% de resíduos de lagar de azeitona, 10% de folhas de oliveira e 8% de farinha de carne (Alvarenga et al., 2015).

Foi efetuada a caracterização dos materiais de acordo com o definido no Dec.-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, para lamas residuais e de acordo com o Dec.-Lei nº 103/2015 de 15 de junho, para compostados (Tabela 3.1.). Todos os materiais possuem um teor em MO e em nutrientes que lhes confere interesse fertilizante. O teor em contaminantes orgânicos dos três resíduos (LAS - alquilo benzenossulfonatos lineares; NPE - nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados; PAH - hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; PCB - compostados bifenilos policlorados; PCDD/F - policlorodibenzodioxinas e furanos), estão abaixo dos valores-limite estabelecidos por lei. Porém, a lama residual utilizada não está convenientemente higienizada, contendo um teor em microrganismos patogénicos (*Escherichia coli* e *Salmonella* spp) acima do exigido por lei.

Estes resíduos orgânicos foram selecionados pois têm um potencial benéfico para solos agrícolas, com um conteúdo de MO superior a 30% e porque a logística de transporte e aplicação está assegurada em avanço. Foram previamente caracterizadas (Alvarenga et al.,2015) e apresentadas algumas características que restringem a sua aplicação, mas que simultaneamente elevam a relevância do estudo dos efeitos da sua aplicação no solo:

- as lamas residuais não foram higienizadas propriamente, com conteúdos de microrganismos patogénicos mais elevados que nos limites legais (Decreto-Lei no. 276/2009);
- o compostado de resíduos sólidos municipais apresenta na sua constituição concentrações de Cd e Pb acima dos valores limite para algumas classes de compostado, tendo em consideração a legislação para materiais fertilizantes em Portugal (Decreto-Lei no. 103/2015), enquanto que o compostado de resíduos agrícolas apresentava uma concentração de Ni também acima dos valores legais, dificultando o seu uso generalizado para solos agrícolas (Alvarenga et al., 2017).

De acordo com a sua caracterização, foram assim classificados como de classe IIA os compostados MMSWC, devido ao seu teor em Cd e Pb, e o compostado AWC, que apresenta um teor de Ni acima do legislado para todas as classes de compostado. No caso das lamas residuais, devido ao teor de microrganismos patogénicos acima do exigido por lei, estas

apresentam algum risco na sua aplicação, apesar do seu valor fertilizante favorável, não estando em conformidade com a legislação.

**Tabela 3.1.** - Caracterização química e de higienização dos resíduos orgânicos utilizados como corretivos neste estudo (valores médios, n=3) (Alvarenga et al, 2015).

		SS	MMSWC	AWC
Parâmetros relacionados com o interesse fertilizante dos resíduos orgânicos	pH	7,4	7,8	8,3
	CE (mS/cm)	1,23	7,19	6,12
	MO (%)	74,3	39,5	41,3
	N <sub>Kejdahl</sub> (%)	6,18	2,13	1,78
	C/N	6	9,3	11,6
	Ptotal (% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	6,9	3,7	3,5
	Ktotal (g K <sub>2</sub> O/kg)	14,4	19,2	45,9
	Na (g/kg)	1,6	32,1	29,8
	Ca (g/kg)	28,1	83,3	29,5
	Mg (g/kg)	7,9	14	37,5
Metais-pesados	Cd (mg/kg)	<LD	3	1,1
	Cr (mg/kg)	<LD	14,5	99,1
	Cu (mg/kg)	155,8	179,5	54,9
	Hg (mg/kg)	<1,2 (LQ)	0,63	<0,28 (LQ)
	Ni (mg/kg)	22,5	29,2	360,5
	Pb (mg/kg)	<LD	202,3	17,4
	Zn (mg/kg)	581,1	473,5	412,8
Contaminantes orgânicos	LAS (mg/kg)	12	8	6
	NPE (mg/kg)	<LQ	<LQ	<LQ
	PCB (mg/kg)	<LQ	<LQ	<LQ
	PAH (mg/kg)	2,23	0,532	<LQ
	PCDD/F (ng TE/kg)	4,7	16,0	5,0
Microorganismos patogênicos	<i>Escherichia coli</i> (UFC/g)	4.3×10 <sup>4</sup>	< 1×10	< 1×10
	Salmonella spp (presente/ausente/50 g)	Presente	Ausente	Ausente

**Legenda:** SS: lamas residuais urbanas; MMSWC: compostado da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos; AWC: compostado de resíduos agrícolas; LAS: alquilo benzenossulfonatos lineares; NPE: nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados; PAH: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; PCB: compostados bifenilos policlorados; PCDD/F: policlorodibenzodioxinas e furanos; LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação; LD(Cd) = 0,33 mg/kg; LD(Cr) = 6,67 mg/kg; LD(Pb) = 6,67 mg/kg; LQ(NPE) = 40 mg/kg; LQ(PCBs) = 0,021 mg/kg; LQ(PAHs) = 0,160 mg/kg.

### 3.2. Caracterização do Solo no Local do Ensaio

O ensaio foi efetuado no Centro Experimental da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Beja (38° 01' 42,08" N, 7° 52' 11,70" O), em solos cartografados como Barros pretos não calcários de dioritos ou gabros (família Bp), ou Vertissolos, segundo a classificação da FAO (FAO, 2015).

Os solos foram preliminarmente caracterizados relativamente às suas propriedades físico-químicas gerais e estado nutricional, nomeadamente: textura (método da pipeta), pH (H<sub>2</sub>O: 1:2,5 m/v, em água desionizada), condutividade elétrica (CE: 1:5 m/v, em água desionizada), teor em matéria orgânica (MO, método de Walkley-Black), N<sub>Kjeldahl</sub>, P e K extraíveis ou assimiláveis (Egner-Rhiem), capacidade de troca catiónica (CTC, método do acetato de amónio, pH 7), e teores em metais pseudo-totais (digestão com água régia; Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn), por espectrofotometria de absorção atómica. Os métodos utilizados encontram-se descritos em (Alvarenga et al., 2017).

O solo pode ser classificado como vertissolo com textura franco-limosa (52% areia, 32% limo e 16% argila), de reação neutra (pH 7,38; LQARS, 2000), com baixa salinidade (0,06 mS cm<sup>-1</sup>), elevada CTC (39,6 meq 100 g<sup>-1</sup>; LQARS, 2000). É um solo com um baixo teor em MO (0,9% m/m; LQARS, 2000), uma característica dos solos desta região (European Commission, 2012), com teores baixos em N Kjeldahl (0,05% m/m), teores elevados em P (108,5 mg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kg<sup>-1</sup>) e K extraíveis (138,7 mg K<sub>2</sub>O kg<sup>-1</sup>), e com uma razão Ca/Mg de 2,0, desfavorável às características físicas do solo (LQARS, 2000; Alvarenga et al., 2017).

Relativamente aos elementos vestigiais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn), o solo do local onde foi instalada a experimentação possui elevadas concentrações totais de Ni e Cr (Alvarenga et al., 2017), uma consequência da sua natureza geológica, uma vez que a sua localização se situa na área do Complexo de Gabros de Beja, referenciados por certos autores como tendo concentrações anormalmente elevadas de determinados elementos (Jesus et al., 2003). Por esse facto, a concentração de Ni no solo é superior ao valor limite da legislação para solos que podem receber lamas residuais urbanas (Decreto-Lei nº 276/2009), e os teores de Ni e Cr ultrapassam os valores limite da legislação que regulamenta a utilização de outras matérias fertilizantes, nomeadamente, composto produzido a partir de resíduos (Decreto-Lei nº 103/2015).

### 3.3. Descrição do Ensaio de Campo

Em novembro 2013 foi montado um ensaio de campo com quatro níveis de aplicação de SS: 0, 6, 12 e 24 t matéria seca/ha e um controlo (sem aplicação de corretivo e sem planta). Os níveis de aplicação dos compostados (MMSWC e AWC) foram calculados para que veiculassem a mesma quantidade de matéria orgânica por unidade de área que a veiculada pelas lamas residuais (0, 4,5, 8,9, e 17,9 t MO/ha/ano), sendo os ensaios nomeados também como 0, 6, 12

e 24 t/ha. A dose mais baixa de SS escolhida teve como referência a dose agrícola recomendada na primeira versão da legislação portuguesa sobre a utilização de lamas residuais urbanas em solos agrícolas (6 t lamas desidratadas/ha/ano; Decreto-lei n.º 446/91), adaptada da Diretiva Europeia (Diretiva 86/278/CEE), e as outras duas doses foram escolhidas de modo a explorar totalmente o uso deste resíduo como corretivo de solo, mas ao mesmo tempo mantendo os níveis de matéria orgânica no solo com valores agrónomicos aceitáveis: 12 a 24 t SS/ha.

Foram preparadas quatro réplicas por ensaio ( $n = 4$ ), em parcelas experimentais de 5 m x 2,5 m, equivalente a 12,5 m<sup>2</sup> de área, separadas por um espaçamento de 1 m entre parcelas (Fig. 3.1.). Os tipos e doses de resíduos orgânicos foram distribuídos aleatoriamente nas parcelas de forma a eliminar os possíveis efeitos de outras variáveis que possam aparecer no campo. Toda a área do ensaio foi lavrada (exceto as parcelas de controlo) e, de seguida, foram aplicados no solo os resíduos orgânicos estudados (Fig. 3.2.). Após sete dias da aplicação dos resíduos orgânicos, as parcelas foram semeadas com *Lolium multiflorum* L. As plantas e solos foram amostrados cinco meses após a sementeira (abril 2014) (Fig. 3.3.).

Todos os procedimentos foram repetidos no ano agrícola seguinte, 2014/2015, usando as mesmas parcelas para cada ensaio e as mesmas doses de matéria orgânica por cada resíduo orgânico (Fig. 3.4.). Os resíduos orgânicos tiveram que ser caracterizados no ano seguinte, para ajustar as doses de aplicação, mas as suas características eram as mesmas que do primeiro ano (Alvarenga et al., 2017).

A distribuição parcelar no terreno foi efetuada da seguinte disposição:

Bordadura	Bordadura	Bordadura	Bordadura
R1 CT	R2 CT	R3 CT	R4 CT
R1 D0	R2 MMSWC D12	R3 AWC D6	R4 AWC D12
R1 AWC D24	R2 SS2 D24	R3 MMSWC D24	R4 SS2 D6
R1 AWC D12	R2 D0	R3 SS2 D12	R4 MMSWC D6
R1 AWC D6	R2 AWC D24	R3 MMSWC D12	R4 SS2 D24
R1 MMSWC D24	R2 SS2 D12	R3 SS2 D6	R4 AWC D6
R1 MMSWC D12	R2 AWC D12	R3 MMSWC D6	R4 MMSWC D24
R1 MMSWC D6	R2 SS2 D6	R3 D0	R4 SS2 D12
R1 SS2 D24	R2 MMSWC D24	R3 AWC D24	R4 MMSWC D12
R1 SS2 D12	R2 AWC D6	R3 SS2 D24	R4 D0
R1 SS2 D6	R2 MMSWC D6	R3 AWC D12	R4 AWC D24
Bordadura	Bordadura	Bordadura	Bordadura

**Figura 3.1.** - Mapa dos ensaios de campo no Centro Experimental (Alvarenga et al, 2017).

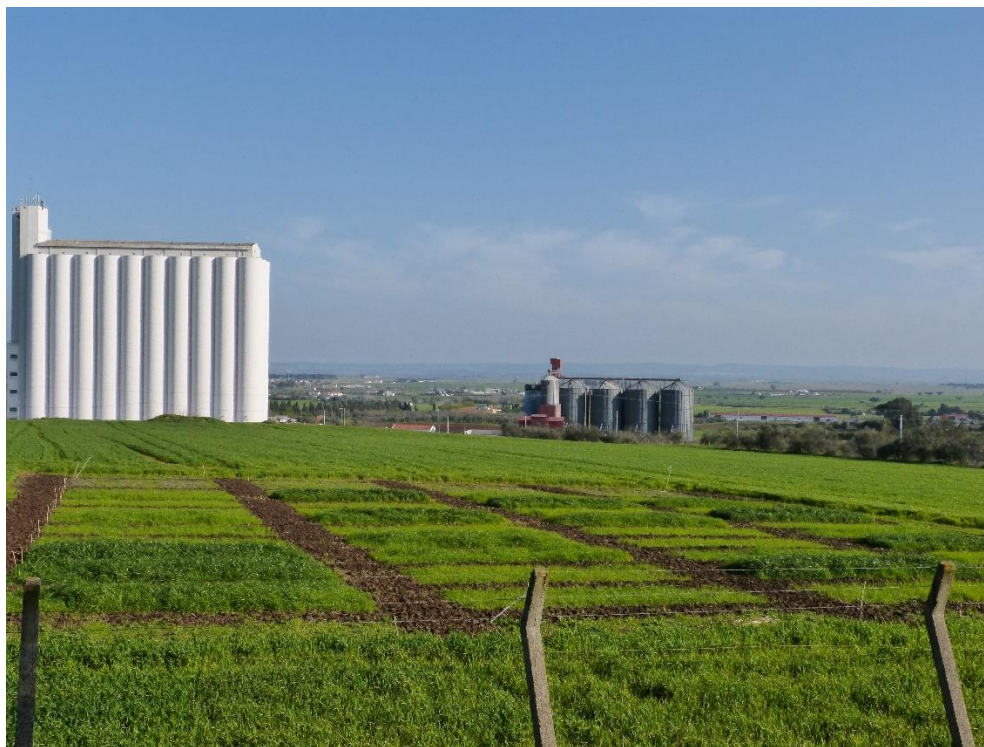
**Legenda:** R1, R2, R3, R4: réplicas de cada tratamento; CT: Controlo sem intervenção; D0: Sem corretivo/com planta; SS2 D6: Lamas residuais da ETAR de Serpa - 6 t ha<sup>-1</sup>; SS2 D12: Lamas residuais da ETAR de Serpa - 12 t ha<sup>-1</sup>; SS2 D24: Lamas residuais da ETAR de Serpa - 24 t ha<sup>-1</sup>; MMSWC D6: Compostado de resíduos sólidos urbanos - AMARSUL Setúbal - 6 t ha<sup>-1</sup>; MMSWC D12: Compostado de resíduos sólidos urbanos - AMARSUL Setúbal - 12 t ha<sup>-1</sup>; MMSWC D24: Compostado de resíduos sólidos urbanos - AMARSUL Setúbal - 24 t ha<sup>-1</sup>; AWC D6: Compostado de resíduos agrícolas (Risca Grande, Serpa) - 6 t ha<sup>-1</sup>; AWC D12: Compostado de resíduos agrícolas (Risca Grande, Serpa) - 12 t ha<sup>-1</sup>; AWC D24: Compostado de resíduos agrícolas (Risca Grande, Serpa) - 24 t ha<sup>-1</sup>.



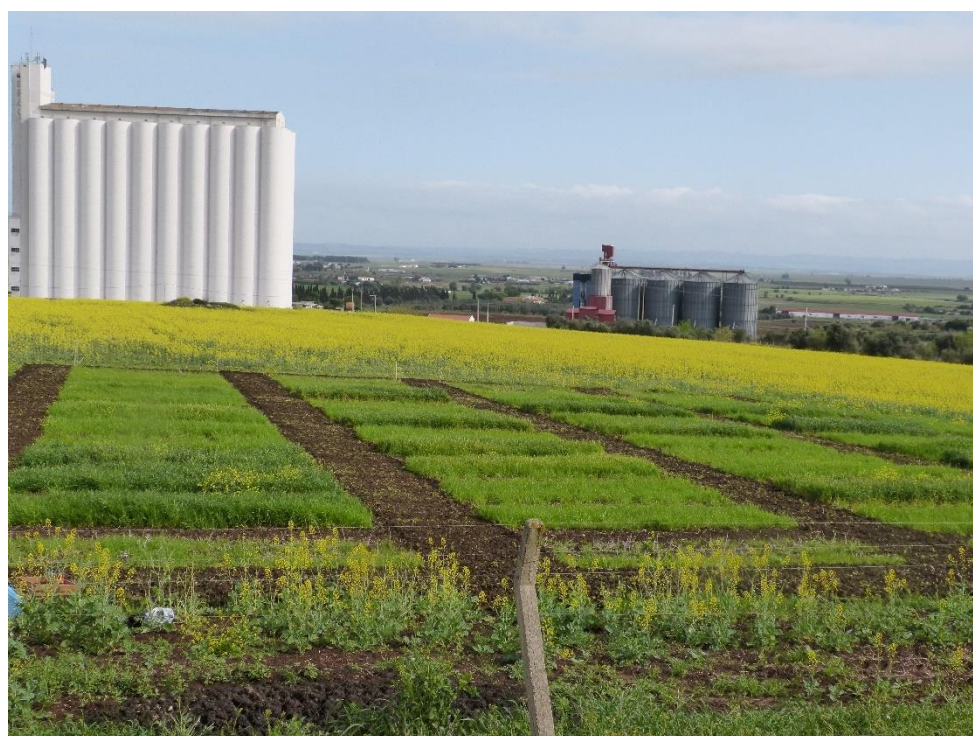
**Figura 3.2.** Operações de preparação do terreno para implementação do ensaio de campo no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja (abril 2014) (Créditos fotográficos: M. Renaud).



Nas Figuras 3.3. e 3.4. é possível ter uma perspectiva da distribuição dos talhões no ensaio de campo, no momento da recolha das amostras, em abril de 2014 e 2015, respetivamente.



**Figura 3.3.** Vista panorâmica dos ensaios de campo no 1º ano de ensaio, no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja (abril 2014). (Créditos fotográficos: P. Alvarenga).



**Figura 3.4.** Vista panorâmica dos ensaios de campo no 2º ano de ensaio, no Centro Experimental da Escola Superior Agrária de Beja (abril 2015). (Créditos fotográficos: P. Alvarenga).

### **3.4. Avaliação do Efeito dos Corretivos nas Propriedades do Solo**

#### **3.4.1. Propriedades Físico-Químicas e Teores em Metais**

De modo a avaliar o efeito da aplicação dos resíduos orgânicos nas diferentes propriedades do solo, foram analisadas certas propriedades ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ , CE, MO,  $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ , P e K assimiláveis, e CTC), bem como os teores em metais totais (digestão com água régia; Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) e na fração móvel ou efetivamente bio disponível, extraída por 0,01M  $\text{CaCl}_2$  (Alvarenga et al., 2008). As extrações foram feitas num rácio de solo-solução de 1:10 (m/v), depois de 2 horas de agitação, à temperatura ambiente. O extrato foi separado do solo através da centrifugação a 3000 g por 10 min. As concentrações dos elementos nessa fração foram determinadas por espectroscopia de absorção atômica. Todas as concentrações foram registadas em peso seco (Alvarenga et al., 2017).

#### **3.4.2. Atividades Enzimáticas**

As enzimas do solo são originárias de fungos e bactérias do solo, de raízes das plantas, de células microbianas, de resíduos de plantas e animais, etc. As bactérias e fungos libertam enzimas extracelulares para transformar a matéria orgânica em formas assimiláveis, enzimas que desempenham um papel fundamental na degradação da matéria orgânica do solo (Veres et al., 2015). Como referem Sinsabaugh et al., (2002) a decomposição de resíduos orgânicos requer a intervenção de enzimas extracelulares que quebram as ligações estruturais da matéria orgânica transformando o azoto e fósforo orgânicos em formas inorgânicas.

O estado bioquímico do solo foi avaliado através da medição de diferentes atividades enzimáticas do solo, nomeadamente das enzimas: desidrogenase,  $\beta$ -glucosidase, fosfatase ácida, celulase, protease e urease.

A desidrogenase é uma oxedorredutase que apenas está presente em células viáveis, possibilitando o uso da sua atividade como representativa da população microbiana ativa total de um solo (Tabatabai, 1994). Consequentemente, a atividade da desidrogenase tem sido usada por diferentes autores como um indicador da saúde do solo (Alvarenga et al., 2009b). A atividade da desidrogenase foi medida de acordo com Tabatabai (1994), com modificações, no solo colhido imediatamente após o término da experiência. As amostras foram peneiradas através de um crivo de malha de 2 mm e determinou-se o conteúdo de matéria seca para expressar a atividade enzimática com base no peso seco do solo (105 °C, 48 h). Os solos peneirados foram incubados durante 16 h, a 25°C, com 0,1% (m/v) de cloreto de trifeníltetrazólio (TTC) num tampão TRis (0,1 M, pH 7,8 para solos ácidos, pH 7,6 para solos neutros), o que permite a redução do TTC a trifenílformazano (TPF), que é medido espectrofotometricamente a 546 nm. A atividade da desidrogenase foi expressa em  $\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , com base no peso do solo seco (105°C, 48 h).

Para as outras enzimas, que são extracelulares, as subamostras do solo foram mantidas refrigeradas (4°C), à “humidade de campo” até à análise, peneiradas para obter a fração inferior 2 mm, e as suas atividades enzimáticas expressas também em função do peso do solo seco (105°C, 48 h).

As fosfatases ácidas são enzimas chave no ciclo do fósforo e catalisam as reações de hidrólise dos componentes orgânicos fosfatados, sendo referidas como indicadores da atividade microbiana (Cunha-Queda, 1999), pois contribuem para a nutrição das plantas e microrganismos através da hidrólise de fósforo orgânico em fósforo inorgânico, que é a única forma disponível para plantas e células microbianas. A atividade da fosfatase ácida foi medida de acordo com Eivazi e Tabatabai (1977), incubando 1 g de solo com p-nitrofenil fosfato num tampão universal modificado (pH 6,5, 4 mL) a 37°C. Passado uma hora, foi adicionado CaCl<sub>2</sub> 0,5 M (1 mL) e o p-nitrofenol (PNP) libertado foi extraído com NaOH 0,5 M (4 mL), e medido espectrofotometricamente a 400 nm.

A  $\beta$ -glucosidase é uma enzima extracelular, que desempenha um papel importante na degradação da MO. As glucosidases desempenham um papel chave na fase final da degradação da celulose catalisando a hidrólise de grandes moléculas de hidratos de carbono produzindo açúcares mais simples como a glucose, uma fonte de energia dos microrganismos do solo (Alvarenga, et al., 2008). A atividade da  $\beta$ -glucosidase foi medida de acordo com Eivazi e Tabatabai (1988), conforme descrito por Alef e Nannipieri (1995a), para a atividade da fosfatase ácida, exceto que o substrato foi o p-nitrofenil-B-D-glucopiranosídeo e que o PNP libertado foi extraído com uma solução 0,1 M de tri(hidroximetil) aminometano-NaOH, com pH 12,0. Ambas as atividades de  $\beta$ -glucosidase e fosfatase ácida foram expressas em  $\mu\text{mol PNP g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

As celulasas também são enzimas extracelulares, envolvidas no ciclo do C, com um importante papel na degradação da matéria orgânica (MO), sendo apontadas como bom indicador da qualidade e quantidade de MO existente no solo (Alvarenga et al., 2008). A atividade da celulase foi determinada de acordo com Hope e Burns (1987). No contexto deste trabalho, o termo refere-se à ação combinada de endo-1,4-D- $\beta$ -glucanase, exo-1,4-D- $\beta$ -glucanase e  $\beta$ -glucosidase em Avicel, uma alfa celulose despolimerizada purificada. A reação ocorreu durante 16 horas a 40°C, em tampão de acetato 0,1 M (pH 5,5; NaN<sub>3</sub> 0,2%). Os açúcares redutores libertados foram determinados espectrofotometricamente a 520 nm, após a adição dos reagentes Cu (II) e molibdeno-arsenato. A atividade da celulase foi expressa em  $\mu\text{mol glicose g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

As proteases e as ureases são enzimas que atuam no ciclo do azoto. As proteases podem ser detetadas em microrganismos, plantas e animais, catalisando a hidrólise de proteínas em polipéptidos, oligopéptidos e aminoácidos (Alef & Nannipieri, 1995). A sua atividade no solo decresce em profundidade e aumenta após o tratamento pela adição de compostos orgânicos (Godinho, 2009). As ureases têm um papel importante na libertação de N inorgânico no ciclo do azoto (Bandick & Dick, 1999). Esta catalisa a hidrólise da ureia, transformando-a em NH<sub>3</sub> e CO<sub>2</sub> (Yang *et al.*, 2008). A sua atividade diminui com a adição de fertilizantes azotados uma vez que

a adição do produto final da reação enzimática ( $\text{NH}_4^+$ ) parece inibir a sua síntese (Dick & Bandick, 1999).

A atividade da urease foi determinada pelo método de Kandeler e Gerber (1988), que mede o  $\text{NH}_3$  libertado após a incubação do solo com uma solução de ureia durante 2 horas a  $37^\circ\text{C}$ , num tampão de borato (pH 10). O teor de amónio dos extratos centrifugados foi determinado espectrofotometricamente, a 690 nm, após uma reação com dicloroisocianato de sódio a 0,1%. A atividade da urease foi expressa em  $\mu\text{mol NH}_4^+-\text{N g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

A atividade da protease foi determinada após a incubação de 1 g de solo com caseinato de sódio (2% m/v) em tampão-Tris de pH 8,1, durante 2 horas a  $50^\circ\text{C}$  (Ladd e Butler, 1972; Alef e Nannipieri, 1995b). A tirosina libertada reagiu com o reagente de Folin-fenol para formar um complexo azul, que foi determinado espectrofotometricamente a 700 nm. A atividade da protease foi expressa em  $\mu\text{mol tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

As determinações das atividades enzimáticas foram feitas em triplicado para cada uma das quatro repetições do ensaio, exceto nas ureases, em que foram feitas em quadruplicado.

### **3.4.3. Teor de Substâncias Húmicas no Solo**

Os ácidos húmicos são macromoléculas que incluem substâncias húmicas, matéria orgânica distribuída em solo terrestre, água natural e sedimento. Os ácidos húmicos diferem das outras substâncias húmicas (ácido fúlvico e huminas) por serem solúveis em meio alcalino, parcialmente solúveis em água e insolúveis em meio ácido. Devido ao seu carácter anfifílico (molécula cuja estrutura possui uma parte hidrofílica (solúvel em água) e outra parte lipofílica (solúvel em lipídios e não em água)), os ácidos húmicos formam estruturas semelhantes a micelas em condições neutras a ácidas, que são úteis na agricultura, porque permitem o controle de poluição, nomeadamente de produtos fitofarmacêuticos. Os ácidos húmicos possuem composições indefinidas, que variam de acordo com a origem, processo de obtenção e grupos funcionais presentes em suas estruturas, tais como quinonas, fenóis e ácidos carboxílicos. As quinonas são responsáveis pela formação de espécies reativas de oxigênio (EROs) nos ácidos húmicos, que são úteis para a cicatrização de feridas e possuem propriedades fungicidas/bactericidas. Os fenóis e os ácidos carboxílicos perdem os prótons em meios neutros e alcalinos e são responsáveis por várias outras funções, como as propriedades antioxidantes e anti-inflamatórias dos ácidos húmicos. Em particular, os grupos fenólicos em ácidos húmicos fornecem propriedades antioxidantes, devido à sua capacidade de eliminação de radicais livres (Khaled et al, 2011).

Os ácidos húmicos podem reduzir significativamente a evaporação de água e aumentar o seu uso pelas plantas em solos áridos e arenosos sem argila. Adicionalmente, aumentam a capacidade de retenção de água dos solos. Os ácidos húmicos auxiliam na correção da clorose

da planta, aumentam a permeabilidade das membranas vegetais e intensificam os sistemas enzimáticos das plantas. Estes aceleram a divisão celular, estimulam o desenvolvimento radicular e diminuem a deterioração por stress. Sob a influência dos ácidos húmicos, as plantas fortalecem-se e adquirem maior resiliência a doenças. Os seus derivados também reduzem a erosão do solo aumentando as forças coesivas das partículas muito finas do solo, melhoram a estrutura do solo e as suas propriedades físicas, aumentando a sua capacidade de troca e, conseqüentemente, a sua qualidade, promovendo a quelação de muitos elementos e tornando-os disponíveis para as plantas. As substâncias húmicas podem melhorar algumas características negativas do solo, melhorar o crescimento das plantas e a absorção de nutrientes. Podem também ser utilizados contra o efeito negativo da salinidade, que inibe o crescimento das plantas e a absorção de nutrientes (Khaled et al, 2011).

A determinação do teor em ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas é iniciada com um procedimento de extração do solo, do qual resultam três frações principais. Estas frações são definidas operacionalmente em relação às suas solubilidades em meio aquoso, em função do pH da solução extratora (Tombacz e Meleg, 1990). Soluções alcalinas, normalmente NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, extraem os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos do solo, deixando a humina ligada à fase mineral. Da acidificação do extrato alcalino, de coloração preta, resulta a coagulação da fração dos ácidos húmicos (precipitado preto ou acastanhado), enquanto que a fração dos ácidos fúlvicos permanece solúvel (solução amarela acastanhada). Embora este esquema de separação pareça bastante arbitrário, consegue-se um certo grau de segregação de materiais poliméricos com diferentes propriedades químicas. Nenhuma destas frações isoladas representa compostados individuais de composição específica, mas sim uma mistura de compostados heterogêneos com comportamento químico similar (Mota et al, 2015).

Posteriormente, o teor de C em cada um dos extratos é determinado por oxidação com dicromato de potássio em excesso, o qual é titulado com sulfato ferroso amoniacal na presença de um indicador de ferroína, sendo o seu teor expresso relativamente ao teor total de C, determinado pelo método de Walkley-Black (Mota et al, 2015).

### **3.5. Avaliação do Efeito dos Corretivos na Produtividade nos Teores Foliares de Macro e Micronutrientes e nos Metais Pesados**

Os efeitos da aplicação dos resíduos orgânicos na cultura foram avaliados determinando o teor de clorofila da planta, usando o SPAD-502 m da Minolta ("Soil Plant Analysis Division"), no início do alongamento do caule (Zadoks stage 31; Zadoks et al., 1974). O Medidor SPAD é um dispositivo portátil, usado normalmente para uma rápida, eficaz e não-destrutiva medição das concentrações de clorofila na folha (Ling et al., 2011).

O material da parte aérea da planta foi recolhido no mesmo estado de desenvolvimento, utilizando um quadrado de 50 cm x 50 cm para marcar a área utilizada para recolher as amostras em cada parcela. A biomassa em fresco da planta foi determinada a partir do material recolhido

nesta amostragem (g em fresco da planta por 0,25 m<sup>2</sup>). Em laboratório, este material foi submetido a secagem (60°C, 48 h), e o valor obtido foi convertido em biomassa seca por unidade de área. A área foliar foi determinada usando o LI-COR® LI-3100, aparelho medidor de área foliar, utilizando as folhas de dez plantas, e calculando a média em cm<sup>2</sup>/planta. Os teores foliares em macro e micronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e os teores em metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) foram determinados nas amostras lavadas, secas e moídas. O teor em N total foi analisado pelo método Kjeldahl, enquanto uma sub-amostra de, aproximadamente, 2 g de material seco foi calcinada numa mufla (450°C, 6 h) e digerida em meio ácido (HCl 3M) a quente. As amostras de planta digeridas foram analisadas ao teor em P total, pelo método de espectrometria de absorção molecular, K total, por fotometria de chama de emissão, e ao teor em Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, por espectrometria de absorção atômica. Todas as concentrações foram reportadas em matéria seca (MS). Os métodos analíticos utilizados estão descritos em Alvarenga et al. (2017).

Foram calculados os fatores de acumulação (FA), i.e., as razões entre a concentração do metal nas folhas e a concentração total desse metal no solo (Alvarenga et al., 2017).

### **3.6. Análise Estatística**

Os resultados obtidos foram analisados utilizando estatística básica, de modo a calcular as médias e desvios padrão e sujeitos a uma análise *one-way* ANOVA. Sempre que foram encontradas diferenças estatisticamente significativas, foi utilizado um teste de Tukey HSD (*Honest Significant Difference*), de modo a discriminar as diferenças obtidas ( $p < 0,05$ ).

Toda a análise estatística foi realizada com o software Statistica 7.0.

## **4. Resultados e Discussão**

### **4.1. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Propriedades Físico-Químicas do Solo**

Pelos resultados observados na Tabela 4.1, é possível observar os efeitos benéficos da aplicação de resíduos orgânicos em certas propriedades do solo comparativamente às parcelas de controlo, mas também alguns efeitos pejorativos em outras. Considerando o pH do solo, apenas a aplicação das lamas residuais teve um efeito significativo no seu valor, induzindo um decréscimo no segundo ano do estudo. Este facto deve-se aos baixos níveis de pH das lamas residuais e ao facto da sua matéria orgânica estar ainda numa fase de decomposição bastante ativa, um processo que prosseguirá no solo, libertando iões H<sup>+</sup> (de Varennes, 2003). A diminuição do pH do solo, devido à aplicação de lamas, foi anteriormente mencionada por outros autores (Epstein et al., 1976; Sommers, 1977; Singh e Agrawal, 2008).

É, também, devido ao facto de as lamas não terem sofrido um processo de estabilização e estarem ainda numa fase de decomposição ativa, que é possível explicar o porquê do efeito mais marcado no aumento da salinidade secundária do solo na aplicação de lamas residuais comparativamente à observada na aplicação dos outros compostados, principalmente no segundo ano de estudo (Tabela 4.1.), mesmo tendo as lamas residuais um teor de sais solúveis inferior aos compostados (Tabela 3.1). De facto, a continuada mineralização das lamas residuais, após a sua aplicação no solo, foi óbvia pela observação dos resultados de CE no solo, desde o primeiro até ao segundo ano do estudo. A aplicação de compostados de resíduos urbanos e agrícolas, teve também um impacto significativo na salinidade secundária do solo, contribuindo para um aumento dos valores da CE, especialmente nos solos corrigidos com a dose mais elevada de corretivo ( $24 \text{ t ha}^{-1}$ ), o que poderá representar uma limitação para a correção do solo com resíduos orgânicos. Roca-Pérez et al. (2009), identificaram a salinidade como o único fator limitante para utilização agronómica de compostados feitos através de palha de arroz e lamas residuais, pelo menos nas doses de  $34 \text{ t ha}^{-1}$  para solos arenosos e  $11 \text{ t ha}^{-1}$  para solos argilosos. No entanto, outros riscos foram associados à aplicação de resíduos orgânicos como corretivos de solo - Tejada e Gonzalez (2006) alertaram para o facto de compostados com elevados níveis de  $\text{Na}^+$  poderem contribuir para o aumento da percentagem de sódio permutável e reduzir a estabilidade estrutural do solo, potenciando a sua erosão.

**Tabela 4.1.** - Efeitos dos tratamentos nas propriedades físico-químicas do solo nos dois anos de ensaio (valores médios, n = 4). Os resultados são reportados à matéria seca. Valores na mesma coluna, assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

Tratamento			pH		CE (mS cm <sup>-1</sup> )		CTC		MO (% m/)		N <sub>Kjeldahl</sub> (% m/m)		P <sub>extratável</sub> (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg <sup>-1</sup> )		K <sub>extratável</sub> (mg K <sub>2</sub> O kg <sup>-1</sup> ) 1)		Ca <sub>total</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )		Mg <sub>total</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	
1º ano		Controlo	7,88	efgh	50,2	a	39,0	abc	0,78	a	0,064	a	114,7	a	113,8	a	21,5	a	11,9	ab
		0	7,83	efgh	49,5	a	38,5	abc	0,94	ab	0,056	a	151,8	ab	130,2	a	22,0	a	11,9	ab
	SS	6	7,78	efgh	66,0	a	38,0	abc	0,98	ab	0,056	a	219,9	abc	154,0	a	22,5	ab	11,8	ab
		12	7,71	efg	53,4	a	38,4	abc	0,99	ab	0,080	a	256,5	abc	152,8	a	21,0	a	11,6	a
		24	7,56	def	70,9	a	37,5	abc	1,18	abc	0,088	ab	514,7	abc	221,7	a	23,4	abcde	12,7	abcd
	MMSWC	6	8,07	gh	59,3	a	38,4	abc	0,87	a	0,079	a	202,5	abc	171,8	a	23,2	abcde	12,0	ab
		12	8,15	h	70,3	a	38,1	abc	0,90	a	0,078	a	400,3	abc	192,1	a	23,5	abcde	12,1	abc
		24	8,13	gh	126,8	abc	35,8	ab	1,10	abc	0,097	ab	348,3	abc	295,0	ab	24,0	abcdef	12,1	abc
	AWC	6	7,92	efgh	55,9	a	35,7	a	0,87	a	0,054	a	159,0	abc	175,4	a	22,3	ab	12,4	abcd
		12	7,87	efgh	58,2	a	37,9	abc	1,03	abc	0,064	a	239,3	abc	321,0	ab	22,9	abc	12,0	abc
		24	8,00	fgh	99,1	ab	38,5	abc	1,05	abc	0,093	ab	553,5	abc	373,2	ab	24,1	abcdef	13,1	abcde
2º ano		Controlo	7,50	de	56,5	a	42,5	c	0,90	a	0,053	a	187,3	abc	132,4	a	26,4	bcdef	13,2	abcde
		0	7,17	cd	64,5	a	40,8	abc	0,91	a	0,054	a	204,6	abc	132,3	a	25,1	abcdef	13,0	abcde
	SS	6	6,89	bc	142,2	abc	41,4	bc	1,28	abc	0,094	ab	329,0	abc	166,3	a	23,4	abcde	12,9	abcd
		12	6,47	ab	306,6	de	41,6	c	1,68	c	0,158	bcd	641,0	abcd	189,6	a	23,0	abcd	13,1	abcde
		24	6,08	a	422,7	e	38,3	abc	1,71	c	0,169	cde	699,4	cd	226,0	a	24,7	abcdef	12,9	abcd
	MMSWC	6	7,61	def	124,6	abc	39,0	abc	1,36	abc	0,085	a	475,1	abc	246,2	a	27,2	efg	13,3	abcde
		12	7,88	efgh	170,9	abc	39,6	abc	1,62	bc	0,119	abc	705,0	cd	363,2	ab	30,9	gh	13,6	bcde
		24	7,86	efgh	239,1	cd	40,8	abc	2,48	d	0,205	de	1139,9	d	612,7	b	33,9	h	13,8	cde
	AWC	6	7,76	efgh	107,1	ab	41,3	abc	1,12	abc	0,083	a	390,9	abc	385,8	ab	28,0	fg	13,9	de
		12	7,80	efgh	131,7	abc	41,1	abc	1,32	abc	0,116	abc	663,2	bcd	576,0	b	27,1	defg	13,4	bcde
		24	7,91	efgh	224,4	bcd	40,1	abc	2,51	d	0,232	e	1794,5	e	1601,8	c	26,7	cdef	14,8	e



Relativamente à influência da aplicação dos resíduos orgânicos na matéria orgânica do solo e nos níveis de  $N_{kjeldahl}$ , os efeitos foram semelhantes. No primeiro ano, a aplicação da dose mais elevada de qualquer um dos corretivos induziu um aumento significativo, semelhante em todos os corretivos. Tais resultados eram expectáveis, pelo menos no que diz respeito aos teores de matéria orgânica, uma vez que, todas as doses de aplicação dos corretivos foram calculadas de forma a aplicar a mesma dose de matéria orgânica por tratamento. No entanto, no segundo ano do estudo, os efeitos benéficos da aplicação de compostados foram mais evidentes do que os obtidos por aplicação de lamas residuais (Tabela 4.1): as maiores doses de aplicação de ambos os compostados permitiram um aumento três vezes superior de matéria orgânica no solo e um aumento quatro vezes superior de  $N_{kjeldahl}$ , em comparação com um aumento duas vezes superior de matéria orgânica no solo e um aumento três vezes superior de  $N_{kjeldahl}$  por aplicação de lamas residuais. Assim sendo, é possível assumir que, os efeitos benéficos a longo prazo nas propriedades do solo são mais consistentes quando resultam da aplicação de corretivos com matéria orgânica mais estabilizada, como a que se observa nos compostados. Fernández et al. (2007; 2009), concluíram também que, em relação a produções de cevada, os resultados eram melhores com uma aplicação única de lamas residuais mistas (primárias e secundárias), em comparação com aplicações anuais, uma consequência dos efeitos prejudiciais nas propriedades do solo da aplicação continuada de doses excessivas desse tipo de corretivo.

Os efeitos da aplicação dos resíduos orgânicos no teor dos outros macronutrientes no solo, P e K, na sua forma extraível, são semelhantes aos discutidos para o  $N_{kjeldahl}$ : os resultados no segundo ano do estudo acentuaram os efeitos positivos na aplicação dos compostados em comparação com os efeitos da aplicação de lamas residuais. Estes resultados eram esperados para o potássio, pois ambos os compostados possuem teores de potássio mais elevados que as lamas residuais (Tabela 4.1.), uma consequência de uma alta solubilidade dos sais de potássio, contribuindo para a sua abundância em águas residuais tratadas. Por outro lado, verifica-se o oposto para o P total, que tem a maior concentração nas lamas, aproximadamente duas vezes maior que em ambos os compostados (Tabela 4.1.), o que irá ter impacto ao nível do P extraível nos solos corrigidos. Assim sendo, a explicação para este facto pode ser encontrada no alto grau de estabilidade da matéria orgânica no solo obtida por aplicação dos compostados, em oposição à aplicação das lamas residuais, que ainda são propensas a um processo de mineralização ativo, sublinhando a importância da aplicação de uma matéria orgânica mais estável e maturada (Bastida et al., 2008; Fernández et al., 2007; 2009).

As concentrações de Ca e Mg totais no solo foram também afetadas significativamente no segundo ano do estudo, apenas pela aplicação dos compostados, com concentrações ligeiramente superiores para Ca devido à aplicação dos compostados de resíduos sólidos urbanos e de Mg devido à aplicação de compostados de resíduos agrícolas. A única propriedade do solo que não foi afetada pelos tratamentos, pelo menos no período de tempo do ensaio, foi a capacidade de troca catiónica do solo, talvez devido à elevada quantidade de argila do solo, que se sobrepõe ao aumento da CTC que se poderia obter pelo aumento do teor de matéria orgânica (Alvarenga et al., 2017).

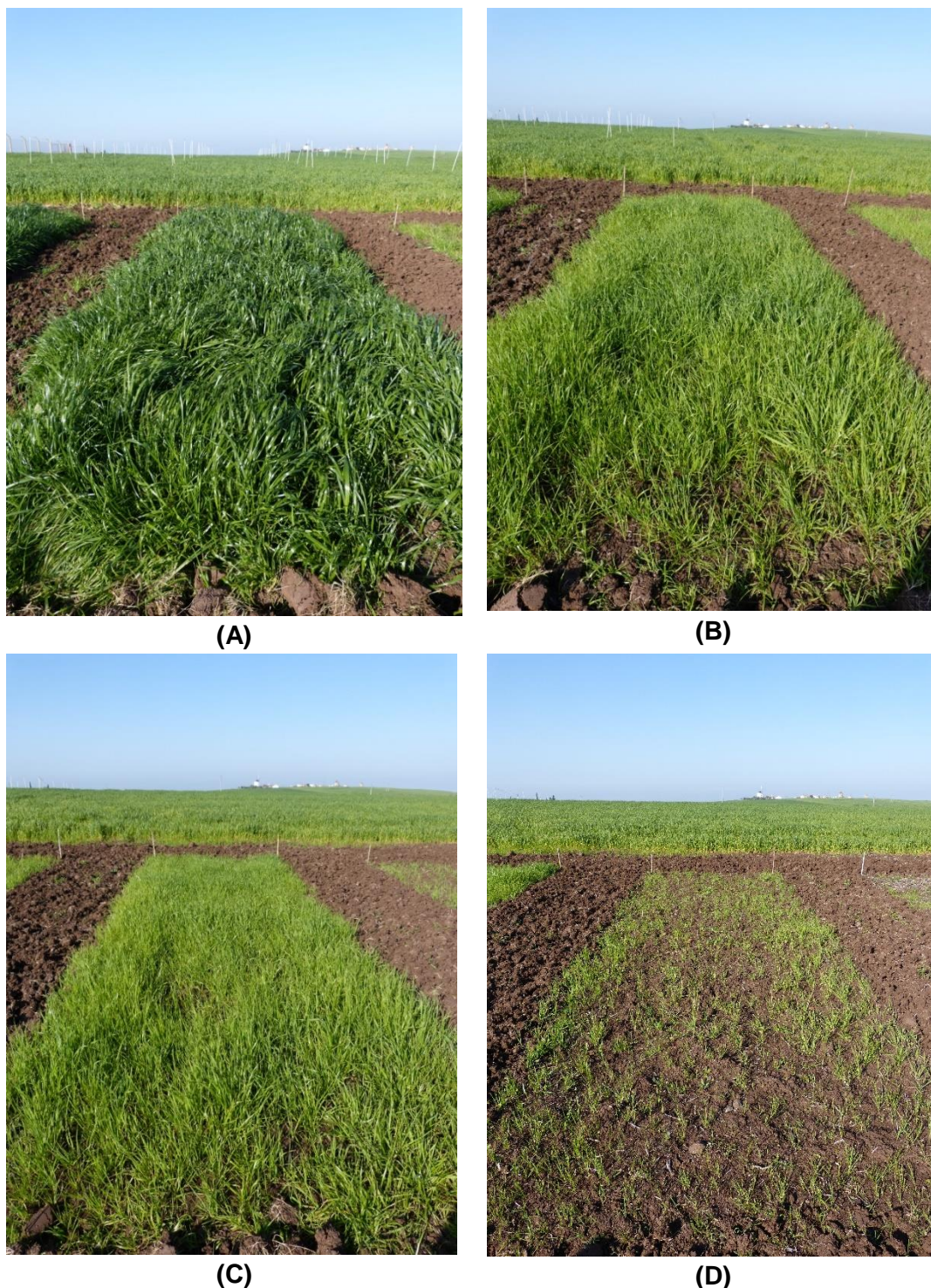
## 4.2. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos na Produtividade e Estado Nutricional do Azevém

Em relação ao impacto da aplicação destes corretivos nas propriedades do *Lolium multiflorum* L. instalado no ensaio, foram considerados os parâmetros de clorofila, biomassa fresca e seca, área foliar e N na planta.

A aplicação de lamas residuais teve um efeito benéfico na produção da planta (tabela 4.2.), e também nos parâmetros de produtividade da planta, como por exemplo na clorofila e na área foliar, mais pronunciadamente do que nos casos de aplicação de compostados, durante os dois anos de estudo. Para os compostados, apesar dos incrementos na produtividade da planta analisados, estes efeitos foram só significativos em alguns casos. A razão principal para esta diferença nos parâmetros de produtividade da planta pode ser explicada pela capacidade das lamas residuais fornecerem azoto para a planta - as lamas residuais têm um teor de  $N_{kjeldahl}$  aproximadamente quatro vezes superior que ambos os compostados (tabela 4.1.), com aproximadamente 30% do teor de  $N_{kjeldahl}$  numa forma disponível para assimilação pela planta,  $N-NH_4^+$  (Alvarenga et al., 2015), o que, por sua vez, tem um efeito marcado na produtividade da cultura. Este fato pode também ser explicado pelo teor foliar de N obtido, que foi significativamente superior após a aplicação das lamas residuais, o que não se verificou no caso dos compostados. Para o teor foliar de P, K, Ca e Mg (tabela 4.2.), os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos não evidenciaram nenhuma tendência particular após a sua aplicação, apenas que no segundo ano de ensaio a parcela onde se aplicaram 24 t/ha de compostado de resíduos agrícolas obteve, para a grande maioria dos macronutrientes (N, K, Ca e Mg), valores acima dos outros compostados estudados, exceto no caso do P na planta.

É possível verificar que, nas parcelas onde se aplicaram lamas residuais, se obteve a maior concentração de clorofila, comparativamente às parcelas onde se aplicaram os compostados, como também acontece no caso da área foliar. Este incremento é mais notório no segundo ano de ensaio. Há um nítido aumento do primeiro para o segundo ano de ensaio em todas as dosagens dos corretivos orgânicos, até mesmo nas parcelas de controlo, evidenciando-se mais a diferença no talhão onde se aplicaram 12 t/ha de compostados de resíduos agrícolas, em que houve um aumento de aproximadamente 12,8 unidades SPAD.

No caso da biomassa fresca, também há um aumento marcado no caso da aplicação das lamas residuais, comparativamente à aplicação dos compostados, com uma diferença de aproximadamente 657 g/0,25 m<sup>2</sup> entre a parcela de controlo e a da parcela com a dosagem de 24 t/ha de lamas residuais, logo no primeiro ano do estudo. Houve um decréscimo do primeiro ano para o segundo nas dosagens de 12 e 24 t/ha, mantendo os mesmos valores na parcela de 6 t/ha. Nos talhões onde se aplicaram compostado de resíduos sólidos urbanos e compostado de resíduos agrícolas houve um aumento de biomassa fresca em todas as dosagens do primeiro para o segundo ano de ensaio.



**Figura 4.1.** Vista pormenorizada de alguns dos talhões: (A) com aplicação de  $24 \text{ t ha}^{-1}$  de lamas residuais urbanas (SS24); (B) com aplicação de  $24 \text{ t ha}^{-1}$  de compostado de resíduos sólidos urbanos (MMSWC24); (C) com aplicação de  $24 \text{ t ha}^{-1}$  de compostado de resíduos agrícolas (AWC2); e (D) talhão sem nenhum tipo de correção orgânica. (Créditos fotográficos: P.Alvarenga).

O mesmo se verificou no caso da biomassa seca, em que as parcelas com aplicação de lamas residuais tiveram valores superiores em comparação aos outros compostados, notando-se um aumento nítido no caso das lamas residuais em todas as dosagens do primeiro ano para o segundo ano do ensaio, muito provavelmente devido ao elevado teor de  $N_{\text{kjeldahl}}$  das lamas relativamente aos compostados, anteriormente discutido, verificando-se uma diferença de

aproximadamente 50 t/ha no caso da dosagem de 24 t/ha. Na aplicação dos compostados de resíduos sólidos urbanos e agrícolas, este aumento não foi tão notório no decorrer dos dois anos de ensaio.

Em termos de área foliar, houve um grande aumento nas parcelas com lamas residuais em relação aos outros talhões em que se aplicaram os compostados, obtendo-se valores de, aproximadamente, 92 cm<sup>2</sup>/planta na dosagem de 24 t/ha no primeiro ano de ensaio, uma diferença de aproximadamente 75 cm<sup>2</sup>/planta em relação à parcela de controlo. Ocorreu uma grande diminuição do primeiro ano para o segundo ano no caso das lamas residuais, em todas as dosagens estudadas, especialmente nas 12 t/ha, onde se verificou uma diferença de aproximadamente 29 cm<sup>2</sup>/planta do primeiro para o segundo ano. No caso dos compostados de resíduos sólidos urbanos, houve um aumento nas taxas de aplicação de 6 t/ha e 12 t/ha mas uma diminuição na taxa de aplicação de 24 t/ha, e nos resíduos agrícolas verificou-se em todas as dosagens um aumento significativo de área foliar do primeiro para o segundo ano de ensaio.

No caso do teor de N foliar, nas lamas residuais foram observados os maiores valores, superando os valores obtidos por aplicação de ambos os compostados, tanto no primeiro como no segundo ano de aplicação. A nível de tendências, não foi evidenciado nenhum aumento do primeiro para o segundo ano de ensaio, antes pelo contrário, na maior parte dos casos, os níveis de N na planta foram superiores no primeiro ano de ensaio e vieram a diminuir no segundo, excetuando os casos da parcela de controlo e da parcela de 12 t/ha de lamas residuais.

**Tabela 4.2.** - Efeitos dos tratamentos nos parâmetros de produtividade do azevém e nos teores foliares em nutrientes (valores médios, n = 4). Os resultados são reportados à matéria seca. Valores na mesma coluna, assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD, p>0,05).

Tratamento			Biomassa seca (t ha <sup>-1</sup> )		Área foliar (cm <sup>2</sup> planta <sup>-1</sup> )		Clorofila (unidades SPAD)		N (% m/m)		P (g kg <sup>-1</sup> )		K (g kg <sup>-1</sup> )		Ca (g kg <sup>-1</sup> )		Mg (g kg <sup>-1</sup> )	
1º ano		0	9,75	a	16,9	a	28,4	ab	2,21	ab	4,95	efgh	30,8	abcd	7,34	dc	3,83	de
	SS	6	84,37	cd	53,8	cd	37,1	bcde	2,48	bcd	5,04	fgh	29,1	abcd	5,49	ab	2,83	abcd
		12	104,08	cde	72,3	de	40,8	def	3,00	cde	5,96	ij	28,6	abc	6,12	abcd	3,41	bcde
		24	102,31	cde	92,0	e	45,7	efg	4,06	f	6,30	j	32,6	bcd	7,10	bcd	4,02	e
	MMSWC	6	14,85	a	19,7	ab	28,3	ab	1,88	ab	5,02	fgh	38,0	cd	7,05	abcd	3,07	abcde
		12	26,16	ab	25,9	ab	30,3	abc	2,06	ab	4,66	defgh	36,5	cd	6,98	abcd	3,28	abcde
		24	65,04	bc	38,1	abc	32,8	abcd	2,09	ab	4,16	cde	42,2	d	6,33	abcd	2,63	abc
	AWC	6	12,15	a	14,9	a	27,3	a	1,97	ab	5,34	ghi	34,8	cd	6,42	abcd	3,50	cde
		12	14,19	a	20,6	ab	27,7	ab	1,96	ab	5,13	fghi	36,4	cd	6,22	abcd	3,46	cde
		24	25,18	ab	26,7	ab	30,6	abc	2,12	ab	4,28	cdef	33,9	bcd	6,96	abcd	3,13	abcde
2º ano		0	8,89	a	20,2	ab	35,5	abcd	2,35	abc	5,51	hij	28,8	abc	7,08	bcd	2,20	b
	SS	6	113,55	def	35,4	abc	48,1	fg	2,29	ab	3,21	ab	18,7	a	5,66	abc	2,43	abc
		12	133,42	ef	43,8	bc	52,1	g	3,11	de	3,73	bc	19,0	a	6,79	abcd	3,06	abcde
		24	152,41	f	69,3	de	51,2	g	3,34	e	4,00	bcd	20,9	ab	7,17	dc	3,40	bcde
	MMSWC	6	15,68	a	25,6	ab	38,6	cdef	1,82	ab	4,43	cdef	31,5	abcd	6,62	abcd	2,46	abc
		12	29,02	ab	31,2	abc	37,1	abcde	1,78	ab	3,85	bcd	30,0	abcd	6,27	abcd	2,40	abc
		24	78,14	cd	31,0	abc	40,9	def	1,75	a	2,80	a	31,0	abcd	5,46	a	2,19	a
	AWC	6	12,76	a	19,4	ab	34,8	abcd	1,96	ab	4,61	defg	30,8	abcd	6,87	abcd	2,54	abc
		12	13,79	a	25,7	ab	40,5	def	1,96	ab	4,01	bcd	31,5	abcd	6,96	abcd	2,56	abc
		24	29,26	ab	28,2	ab	39,7	cdef	1,90	ab	3,89	bcd	31,7	abcd	6,09	abcd	2,32	ab



### **4.3. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos no Teor em Metais Totais e Fração de Metais Extraíveis no Solo**

Considerando as concentrações pseudo-totais de elementos vestigiais, como Cd, Cr, Ni e Pb (Tabela 4.3.), é possível afirmar que a aplicação de lamas/compostados não contribuiu para um aumento significativo da concentração destes elementos no solo, nem para um aumento da sua extratibilidade por 0,01 M CaCl<sub>2</sub>, i.e., as suas frações móveis (Tabela 4.4.), no 1º ano do ensaio. O mesmo já não pode ser aplicado relativamente ao 2º ano do ensaio. É importante ressaltar que, apesar das concentrações pseudo-totais de Ni e Cr serem elevadas no solo usado para a experiência, especialmente o Ni, que ultrapassa os valores limite legais que permitem a correção desses solos com lamas ou compostado (Tabela 4.2.), a sua mobilidade é muito baixa, correspondendo a menos de 1% da sua concentração pseudo-total, para ambos os elementos Cr e Ni (Tabela 4.3. e 4.4.). Como foi exposto anteriormente, estes valores anormalmente altos para alguns metais no solo, como no caso do Cr e Ni têm uma explicação geogénica, uma consequência da sua localização geográfica no complexo de gabros de Beja (Jesus et al., 2003) e não uma consequência de uma contaminação antrópica. Assim sendo, mesmo que os compostados de resíduos sólidos urbanos apresentem concentrações de Cd e Pb que coloquem restrições na sua aplicação generalizada em solos agrícolas, pelo menos para produções alimentares ou forrageiras (Tabela 4.3.), a aplicação deste tipo de compostado não contribui para um aumento nas suas concentrações pseudo-totais no solo, pelo menos quando se efetua uma aplicação única destes corretivos. A mesma observação é válida para o Ni, como consequência da aplicação do compostado de resíduos agrícolas, que possui uma concentração de Ni atípica, tendo em consideração os materiais usados para a sua produção, que não deveriam estar contaminados por elementos vestigiais. No entanto, analisando a concentração de Cr (Tabela 4.3.), que não é restritiva à sua aplicação no solo, mas também é elevada comparativamente à concentração no compostado de resíduos sólidos urbanos e aos limites legais, podemos concluir que este compostado possui concentrações elevadas para os mesmos metais que existem em concentrações elevadas no solo onde este compostado foi produzido (Serpa, Baixo Alentejo). Por conseguinte, a sua contaminação por Ni e, numa menor extensão, por Cr, poderia ser esperada, pois os materiais usados para a produção do compostado sofreram contaminação através do solo, direta ou indiretamente. Estes resultados são corroborados por Tella et al. (2003), que examinaram elementos vestigiais potencialmente tóxicos em diferentes resíduos orgânicos. Estes autores concluíram que, apesar das concentrações de elementos vestigiais estarem correlacionadas com o tamanho das cidades ou quintas onde os resíduos eram produzidos, a presença de um elemento em particular estava correlacionada com a origem do próprio resíduo e, naquele caso, a presença de Cr-Ni estava associada à contaminação geogénica, como verificado nos compostados de resíduos agrícolas, a presença de Cd-Pb associada à contaminação antropogénica urbana, como verificado nos compostados de resíduos sólidos urbanos e a presença de Cu-Zn era atribuída à contaminação antropogénica agrícola e urbana, i.e., transversal a todos os tipos de resíduos orgânicos (Tella et al., 2013).

**Tabela 4.3.** - Efeitos dos tratamentos nos teores em metais totais no solo (valores médios, n = 4). Os resultados são reportados à matéria seca. Valores na mesma coluna, assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

Tratamento			Cd (mg kg <sup>-1</sup> )		Cr (mg kg <sup>-1</sup> )		Cu (mg kg <sup>-1</sup> )		Ni (mg kg <sup>-1</sup> )		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )		Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	
1º ano		Controlo	1,35	abc	211,4	a	64,6	abc	149,7	cde	33,5	ab	35,3	a
		0	1,34	abc	203,4	a	66,5	abcd	149,0	cde	29,6	a	36,6	a
	SS	6	1,31	abc	198,8	a	69,5	abcde	147,3	bcde	28,3	a	39,1	a
		12	1,26	ab	195,7	a	70,8	bcde	144,3	abcde	26,9	a	35,4	a
		24	1,21	a	185,9	a	71,3	cde	147,1	bcde	26,9	a	37,0	a
	MMSWC	6	1,35	abc	195,0	a	64,8	abc	148,2	cde	34,8	ab	36,4	a
		12	1,36	abc	190,4	a	67,1	abcd	149,3	cde	28,4	a	39,6	a
		24	1,39	abcd	190,0	a	70,1	abcde	145,0	bcde	35,7	ab	43,8	a
	AWC	6	1,35	abc	198,2	a	70,6	bcde	153,3	de	29,0	a	37,3	a
		12	1,32	abc	194,9	a	66,8	abcd	154,2	de	28,2	a	38,7	a
		24	1,34	abc	187,9	a	83,4	e	152,0	de	29,8	ab	44,0	a
2º ano		Controlo	1,63	d	202,8	a	61,4	abc	133,3	abcde	32,8	ab	35,8	a
		0	1,54	cd	192,5	a	56,2	abc	125,2	abcd	30,6	ab	37,5	a
	SS	6	1,54	cd	183,7	a	55,3	a	114,6	a	30,6	ab	37,0	a
		12	1,43	abcd	183,4	a	57,6	abc	117,5	ab	28,6	a	45,7	a
		24	1,49	bcd	186,1	a	59,3	abc	119,6	abc	31,8	ab	53,3	ab
	MMSWC	6	1,46	abcd	185,3	a	55,9	ab	119,8	abc	32,1	ab	42,6	a
		12	1,40	abcd	186,3	a	61,3	abc	121,8	abc	34,6	ab	51,8	ab
		24	1,48	bcd	182,5	a	81,2	de	120,0	abc	41,3	b	65,5	bc
	AWC	6	1,35	abc	191,8	a	64,4	abc	128,7	abcde	28,9	a	44,8	a
		12	1,44	abcd	190,3	a	64,7	abc	129,7	abcde	28,3	a	51,4	ab
		24	1,46	abcd	181,7	a	126,5	f	157,3	e	34,2	ab	76,9	c

Por outro lado, o Cu e Zn, apresentaram um comportamento diferente (tabela 4.3.): a sua concentração pseudo-total teve um aumento significativo no segundo ano da experiência, seguindo a aplicação da maior dosagem dos compostados de resíduos sólidos urbanos e agrícolas ( $24 \text{ t ha}^{-1}$ ). No entanto, para este estudo, esse aumento não afetou consideravelmente a sua fração móvel, extraível por  $0,01 \text{ CaCl}_2$  (tabela 4.4.), que passou de concentrações indetetáveis para concentrações acima dos limites de detecção através da técnica analítica. Mesmo assim, as concentrações móveis eram bastante baixas, abaixo dos 0,5% das suas pseudo-concentrações totais. Santos et al. (2010), também descobriram um aumento do conteúdo total para o Cu e o Zn, e também para o Pb, derivado da aplicação a longo prazo de compostado e lamas residuais. Neste estudo, as frações móveis de Zn e Pb também aumentaram, particularmente pela aplicação de compostado e maioritariamente o Zn, o que pode ser uma consequência do longo período da experiência.

Antolín et al. (2005) concluíram que, aplicações repetidas de doses relativamente pequenas de lamas residuais (e.g.  $15 \text{ t ha}^{-1}$ ), podem ser realizadas durante vários anos para manter a produção de cevada em climas mediterrâneos, mas identificaram um aumento significativo de metais pesados nos grãos, o que constitui uma limitação para a aplicação a longo prazo de lamas residuais.

As concentrações móveis de Cd, Cr e Ni, i.e., extraídas por uma solução de  $0,5 \text{ M NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ ,  $0,5 \text{ M CH}_3\text{COOH}$  e  $0,02 \text{ M EDTA}$ , de pH 4,7 (tabela 4.4.), não aumentaram devido à aplicação de resíduos orgânicos, o que é um resultado curioso pois a concentração de Cd era uma restrição na aplicação de compostados de resíduos sólidos urbanos, enquanto que as concentrações de Cr e Ni eram elevadas nos compostados de resíduos agrícolas e no solo, como discutido anteriormente. No entanto, a concentração de Ni numa forma móvel no solo era consideravelmente alta, apesar de não ser afetada pela aplicação de resíduos orgânicos, variando de concentrações, entre 8 a 19%, da sua concentração pseudo-total. Posto isto, apesar da aplicação de resíduos orgânicos não afetar significativamente a potencial biodisponibilidade de Ni no solo, uma acidificação do solo ou um aumento em compostados orgânicos solúveis pode possivelmente aumentar a sua extratibilidade.

Para o Cu e o Zn, e seguindo a tendência evidenciada pelas suas concentrações pseudo-totais discutidas anteriormente, as suas concentrações móveis aumentaram significativamente no segundo ano da experiência devido às aplicações de maiores doses dos resíduos orgânicos, lamas residuais, compostados de resíduos sólidos urbanos e compostados de resíduos agrícolas ( $12$  e  $24 \text{ t ha}^{-1}$ ) (tabela 4.4.). Foi verificado o mesmo para o Pb, contudo, apenas no segundo ano de aplicação das doses de  $24 \text{ t ha}^{-1}$  do compostado de resíduos sólidos urbanos, que apresenta concentrações restritas para este metal.

Através dos resultados obtidos, é possível considerar que, se os resíduos orgânicos estudados são para ser aplicados em apenas uma dosagem, a quantidade pode ser maior que  $12 \text{ t/ha}$ , podendo ser até de  $24 \text{ t ha}^{-1}$ . No entanto, se a intenção for efetuar aplicações anuais de resíduos orgânicos aos solos, as doses de aplicação devem ser menores, para garantir uma aplicação



segura (e.g. 6 t ha<sup>-1</sup>). Caso contrário, existe um risco de acumulação de elementos vestigiais no solo e da sua absorção pela planta. No caso em estudo, o solo tem elevados níveis de argila que aumentam a capacidade de troca de cátions e, concomitantemente, o risco de acumulação de metais. Dependendo da matéria prima, certos resíduos orgânicos, como os compostados, estão potencialmente mais contaminados com elementos vestigiais que outros e as doses recomendadas podem ser diferentes. Por exemplo, Courtney e Mullen (2008), conduziram uma experiência de campo para avaliar a influência de dois compostados agroindustriais diferentes nas propriedades do solo e produção de cevada. Apesar de usarem doses de aplicação altas como 25, 50 e 100 t ha<sup>-1</sup>, nenhum composto aumentou o Cu e o Zn do solo para níveis preocupantes, certamente pelos compostados testados serem produzidos a partir de materiais com uma concentração de elementos vestigiais muito baixa, i.e., restos de cogumelos e lamas agroindustriais (Courtney e Mullen, 2008) e, pelo contrário, a sua aplicação contribuiu para um incremento do nível de matéria orgânica no solo, conteúdo de nutrientes e produção (Alvarenga et al., 2017).

**Tabela 4.4.** Efeitos dos tratamentos na fração de metais biodisponíveis (extraíveis com solução de  $\text{CaCl}_2$  0,01 M) (valores médios,  $n = 4$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Valores na mesma coluna, assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

Tratamento		Cd ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Cr ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Cu ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Ni ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Pb ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Zn ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	
1º ano		Controlo	0,096	abc	< 1,67	< 0,167		0,370	a	< 1,67		< 0,167	
		0	0,093	ab	< 1,67	< 0,167		0,391	a	< 1,67		< 0,167	
	SS	6	0,105	bcd	< 1,67	< 0,167		0,421	a	< 1,67		< 0,167	
		12	0,105	bcd	< 1,67	< 0,167		0,434	a	< 1,67		< 0,167	
		24	0,105	bcd	< 1,67	< 0,167		0,498	a	< 1,67		< 0,167	
	MMSWC	6	0,106	bcd	< 1,67	< 0,167		0,429	a	< 1,67		< 0,167	
		12	0,116	cde	< 1,67	< 0,167		0,374	a	< 1,67		< 0,167	
		24	0,111	bcd	< 1,67	< 0,167		0,342	a	< 1,67		< 0,167	
	AWC	6	0,109	bcd	< 1,67	< 0,167		0,378	a	< 1,67		< 0,167	
		12	0,109	bcd	< 1,67	< 0,167		0,366	a	< 1,67		< 0,167	
		24	0,119	de	< 1,67	< 0,167		0,381	a	< 1,67		< 0,167	
2º ano		Controlo	0,108	bcd	< 1,67	< 0,167		0,439	a	< 1,67		< 0,167	
		0	0,134	ef	< 1,67	< 0,167		0,581	ab	< 1,67		< 0,167	
	SS	6	0,150	f	< 1,67	< 0,167		0,569	ab	< 1,67		< 0,167	
		12	0,153	f	< 1,67	< 0,167		0,780	b	< 1,67		< 0,167	
		24	0,154	f	< 1,67	0,194	a	1,094	c	< 1,67		< 0,167	
	MMSWC	6	0,151	f	< 1,67	0,167	a	0,522	a	< 1,67		< 0,167	
		12	0,151	f	< 1,67	0,170	a	0,534	ab	< 1,67		< 0,167	
		24	0,150	f	< 1,67	0,184	a	0,484	a	< 1,67		< 0,167	
	AWC	6	0,152	f	< 1,67	0,159	a	0,513	a	< 1,67		< 0,167	
		12	0,083	a	< 1,67	0,173	a	0,521	a	< 1,67		< 0,167	
		24	0,083	a	< 1,67	0,180	a	0,482	a	< 1,67		0,180	

#### **4.4. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos na Transferência de Metais para a Planta e nos Riscos associados à sua Acumulação**

Verificou-se que as concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn na parte superior da planta (a parte da planta que pode ser recolhida para alimentação animal) eram inferiores aos níveis máximos toleráveis desses elementos em alimentos para consumo animal (National Research Council, 2005), usado como um indicador do risco de entrada desses metais na cadeia de alimentação humana (tabela 4.5.). As concentrações de Cd, Cr e Pb estavam abaixo do limite de detecção da técnica analítica utilizada, que por sua vez são muito inferiores aos níveis máximos toleráveis. Estes resultados evidenciam o baixo risco de transferência destes elementos vestigiais referenciados anteriormente para a cadeia alimentar humana quando estes resíduos orgânicos são aplicados como corretivos do solo.

Apesar destes resultados gerais, é importante realçar, que a aplicação de lamas residuais no solo em estudo promoveu um aumento significativo nas concentrações foliares de Cu, Ni e Zn, o que não aconteceu nas aplicações dos outros compostados, pelo menos para o Cu e Ni. Isto pode ser possivelmente explicado pela diminuição do pH do solo, como uma consequência da aplicação de lamas residuais, que pode afetar a disponibilidade desses elementos vestigiais, o que não era previsto pelas extrações químicas que foram feitas (tabelas 4.4. e 4.5.), ou pelo aumento dos compostados orgânicos solúveis. Um efeito semelhante foi encontrado por Clemente et al. (2007), que investigou os efeitos da aplicação de restos de azeitona (pH de 5,8) e estrume de vaca (pH de 8,8) na disponibilidade de metais pesados em solos contaminados. Estes autores concluíram que, as correções orgânicas com menores valores de pH favoreciam a solubilidade de metais no solo e a sua acumulação nas plantas. No entanto, outros autores (Sánchez-Monedero et al., 2004) concluíram que o grau de estabilização de quatro misturas de compostado diferentes, produzidos a partir de lamas residuais e restos de algodão, não afetaram a disponibilidade do Zn, Ni, Cu, Cr e Cd, mesmo tendo o grau de estabilidade dos compostados uma forte relação com o tamanho da população microbiana e com a sua atividade. No entanto, nesta experiência de incubação de dois meses (Sánchez-Monedero et al., 2004), o pH dos resíduos orgânicos usados, independentemente da fase do processo de compostagem, era entre 7,3 e 8,2, maior que os valores discutidos anteriormente.

Foram calculados os fatores de acumulação (FA), que medem o rácio entre as concentrações de elementos vestigiais na parte superior da planta e a sua concentração no solo, para o Cu, Ni e Zn (tabela 4.5.). Os FA para o Cu, Ni e Zn no *L. multiflorum* eram geralmente baixos, indicando um risco reduzido de translocação de metais para a parte superior da planta. De facto, os FA para o Cu e Ni ficavam bastante abaixo de 1, evidenciando o baixo risco da sua transferência para a cadeia de alimentação humana, enquanto que para o Zn, com um valor FA perto de 1, pode indicar um risco potencial de translocação de Zn, se a sua concentração aumentar no solo, como consequência da aplicação de resíduos orgânicos. Isso foi o caso do segundo ano do

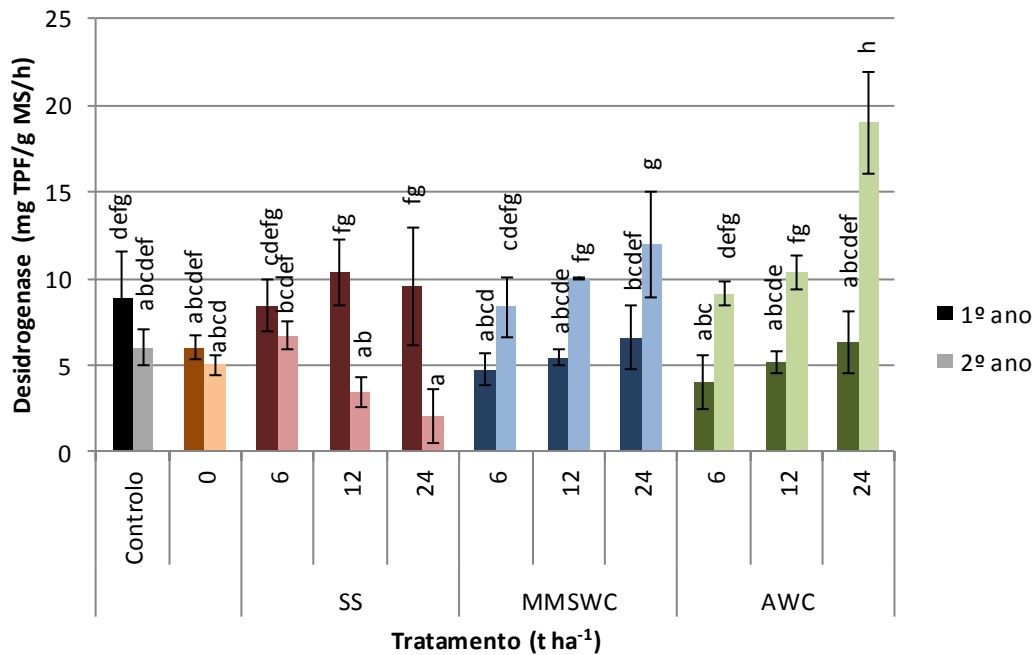
estudo, na aplicação de 24 t ha<sup>-1</sup> dos compostados de resíduos sólidos urbanos e resíduos agrícolas (tabela 4.3.) (Alvarenga et al., 2017).

**Tabela 4.5.** - Efeitos dos tratamentos nos teores foliares em metais na planta e respectivos fatores de acumulação (valores médios, n = 4). Os resultados são reportados à matéria seca. Valores na mesma coluna, assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD, p>0,05).

	Tratamento		Cd	Cr	Cu		Ni		Pb	Zn		Fatores de acumulação (FA)					
			(mg kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )		(mg kg <sup>-1</sup> )		(mg kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )		AF <sub>Cu</sub>		FA <sub>Ni</sub>		FA <sub>Zn</sub>	
1º ano	SS	0	< 0.42	< 8.3	6.9	bc	7.8	abc	< 8.3	30	bcdef	0.1	cd	0.05	abc	0.82	cdefg
		6	< 0.42	< 8.3	8.7	cd	7.8	abc	< 8.3	30.8	bcdef	0.13	de	0.05	abc	0.79	cdefg
		12	< 0.42	< 8.3	11.1	def	8.7	bcd	< 8.3	34.6	cdef	0.16	ef	0.06	abc	0.98	efg
		24	< 0.42	< 8.3	13.2	f	11.8	d	< 8.3	39.3	ef	0.18	fg	0.08	bc	1.07	g
	MMSWC	6	< 0.42	< 8.3	5.9	b	8.7	bcd	< 8.3	23.1	ab	0.09	bcd	0.06	abc	0.63	abcd
		12	< 0.42	< 8.3	4.9	ab	8.1	abc	< 8.3	21.3	ab	0.07	abc	0.05	abc	0.54	abc
		24	< 0.42	< 8.3	5.7	b	7.1	abc	< 8.3	24.1	abc	0.08	bcd	0.05	ab	0.56	abcd
	AWC	6	< 0.42	< 8.3	5.8	b	9.3	bcd	< 8.3	25.1	abc	0.08	bcd	0.06	abc	0.66	abcde
		12	< 0.42	< 8.3	5.1	ab	8	abc	< 8.3	25.7	abc	0.08	abcd	0.05	abc	0.66	abcde
24		< 0.42	< 8.3	5.4	ab	7.7	abc	< 8.3	24.8	abc	0.07	abc	0.05	ab	0.57	abcd	
2º ano	SS	0	< 0.42	< 8.3	3	a	4.5	a	< 8.3	16.7	a	0.05	ab	0.04	a	0.45	ab
		6	< 0.42	< 8.3	9.8	de	9.9	cd	< 8.3	37.2	def	0.18	fg	0.09	c	1.01	fg
		12	< 0.42	< 8.3	11.1	def	16.1	e	< 8.3	40.3	f	0.19	fg	0.14	d	0.88	defg
		24	< 0.42	< 8.3	12.3	ef	17.6	e	< 8.3	38.3	def	0.21	g	0.15	d	0.73	bcdef
	MMSWC	6	< 0.42	< 8.3	5	ab	8.3	bcd	< 8.3	31.9	bcdef	0.09	bcd	0.07	abc	0.75	bcdefg
		12	< 0.42	< 8.3	5.1	ab	8.2	abcd	< 8.3	32.2	bcdef	0.08	bcd	0.07	abc	0.63	abcd
		24	< 0.42	< 8.3	5	ab	5.6	ab	< 8.3	31	bcdef	0.06	abc	0.05	ab	0.53	abc
	AWC	6	< 0.42	< 8.3	4.9	ab	7.3	abc	< 8.3	27.7	abcd	0.08	abc	0.06	abc	0.62	abcd
		12	< 0.42	< 8.3	5.1	ab	7.7	abc	< 8.3	28.7	bcde	0.08	abcd	0.06	abc	0.56	abcd
24		< 0.42	< 8.3	4.3	ab	6.7	abc	< 8.3	28.7	bcde	0.03	a	0.04	a	0.38	a	

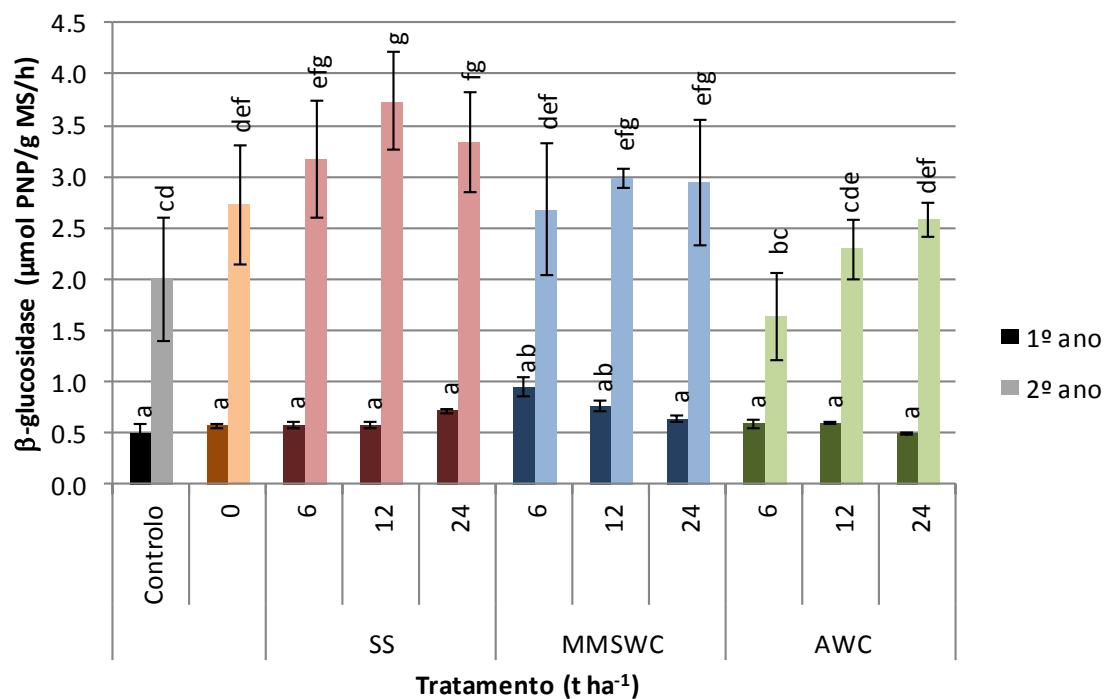
## 4.5. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Atividades Enzimáticas do Solo

De uma maneira geral, a aplicação dos resíduos orgânicos estudados nos solos agrícolas foi benéfica, permitindo um aumento generalizado das atividades enzimáticas como consequência da correção orgânica dos solos. Nalguns casos, esse aumento foi de valores quase nulos, no primeiro ano de ensaio, para valores acima do limite de deteção, no segundo ano de ensaio. A salientar o facto da atividade enzimática da desidrogenase (Fig. 4.1.), um indicador da atividade microbiana global, uma vez que mede a atividade enzimática em células vivas, ter aumentado consideravelmente no segundo ano de ensaio relativamente ao primeiro. Porém, esse facto só se verificou relativamente aos talhões onde se aplicaram os compostados, tendo as lamas residuais urbanas, pelo menos nas doses mais elevadas, exercido um efeito negativo na atividade enzimática desta enzima no segundo ano de estudo.

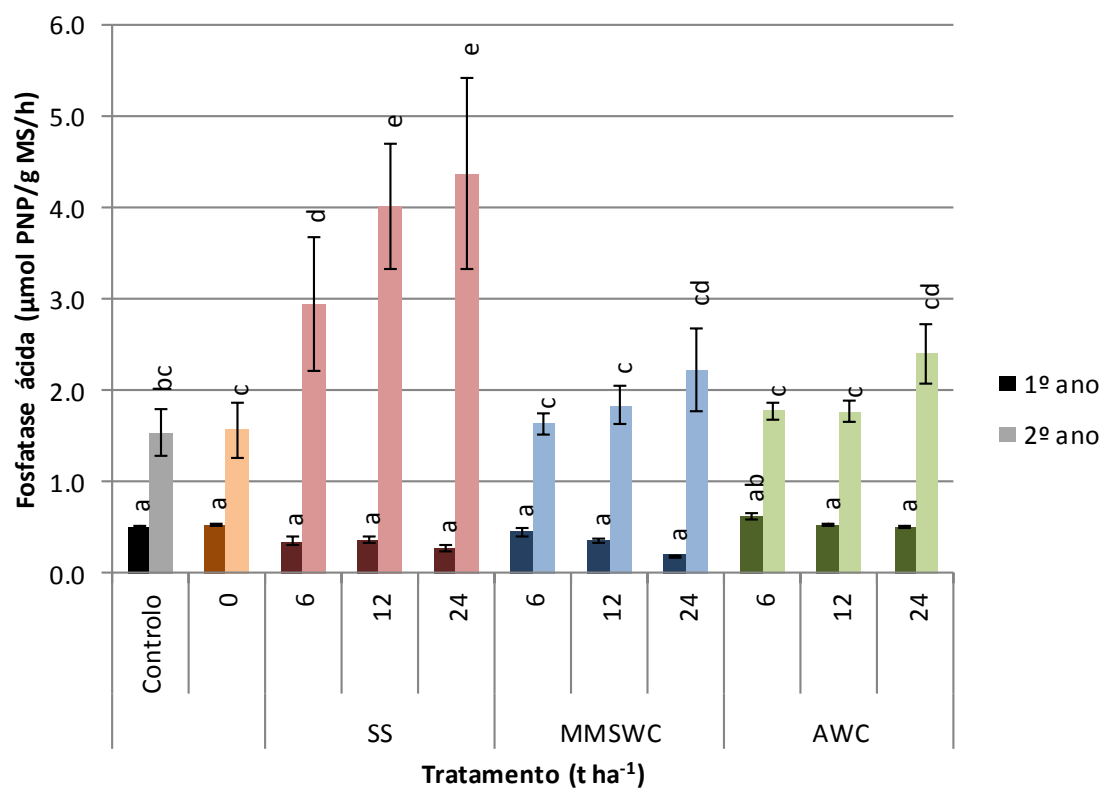


**Figura 4.2.** Atividade enzimática da desidrogenase nos dois anos de ensaio (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

Relativamente à atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase (Fig. 4.3.) e da fosfatase ácida (Fig. 4.4.), foi visível um aumento considerável no segundo ano de ensaio relativamente ao primeiro. O caso mais notório deste aumento foi o da fosfatase ácida, mais especificamente por aplicação das lamas residuais, em que a diferença de atividade enzimática entre os dois anos de ensaio chegou aproximadamente a 4  $\mu\text{mol PNP/g MS/h}$  na parcela do ensaio de 24 t/ha. Estes valores devem-se ao facto das lamas residuais aplicadas não estarem estabilizadas e o seu pH ser bastante ácido, promovendo assim a atividade desta enzima. Tanto no caso da  $\beta$ -glucosidase como no da fosfatase ácida, o aumento das suas atividades no segundo ano de aplicação foi indubitavelmente notório, em consequência de todos os corretivos orgânicos aplicados, devido ao aumento da concentração destas enzimas no segundo ano de aplicação. Estas diferem da desidrogenase por serem enzimas hidrolíticas extracelulares, ou seja, que continuam a hidrólise sobre compostos de fósforo e de carbono em condições exteriores à célula, continuando a sua atividade mesmo após a morte da célula de origem.

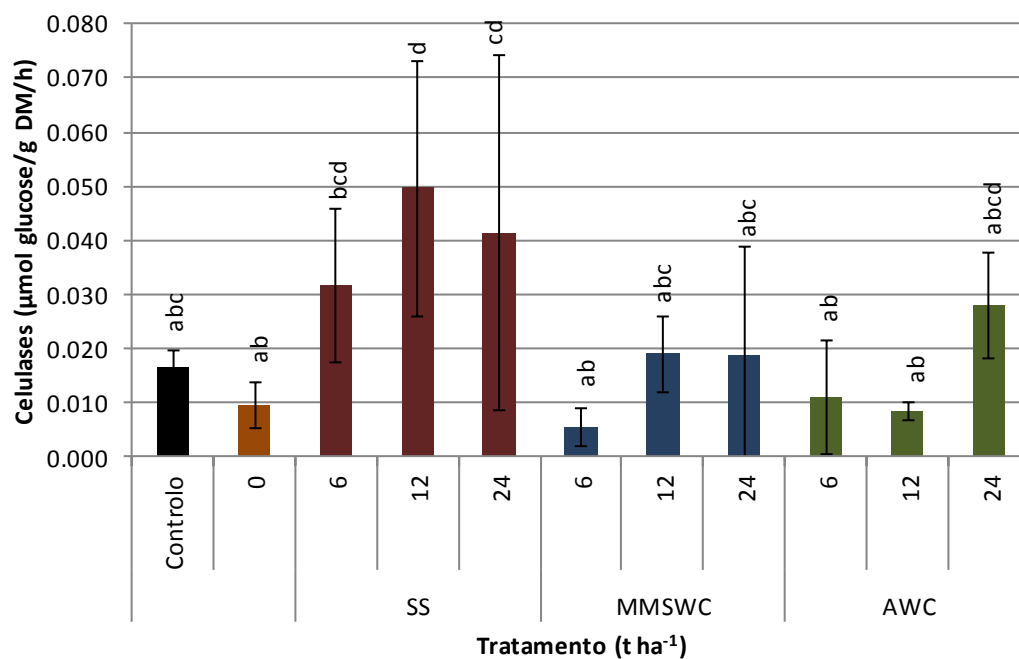


**Figura 4.3.** Atividade enzimática da  $\beta$ -glucosidase nos dois anos de ensaio (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

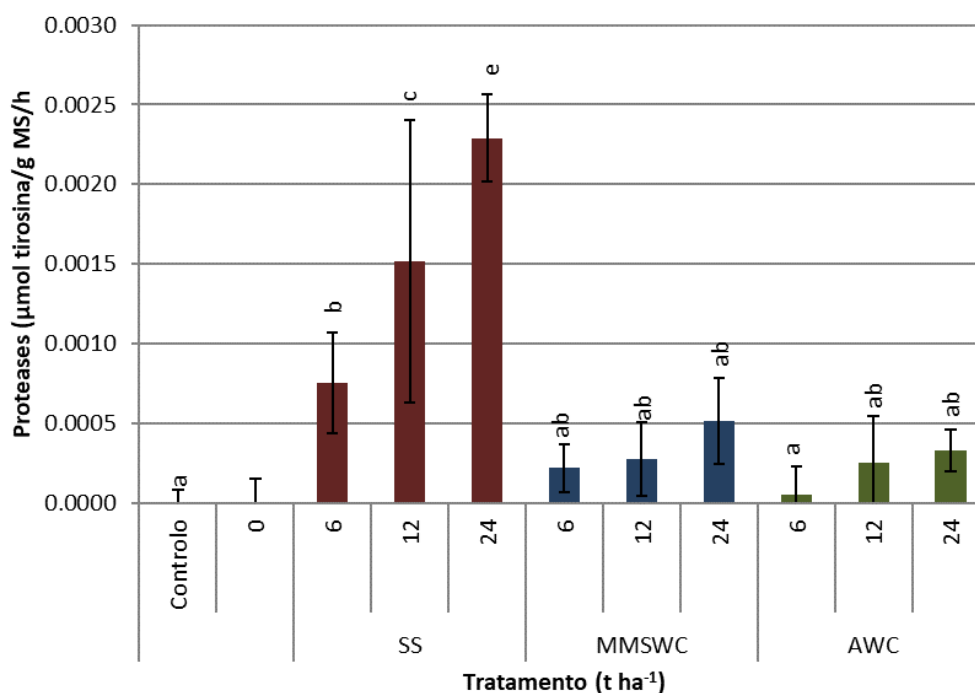


**Figura 4.4.** Atividade enzimática da fosfatase ácida nos dois anos de ensaio (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

O impacto positivo da aplicação dos resíduos orgânicos foi ainda mais visível nas atividades enzimáticas das celulases (Fig. 4.5) e proteases (Fig. 4.6), que aumentaram a sua atividade enzimática de valores não detetados, no primeiro ano de ensaio, para valores acima dos limites de deteção no segundo ano de ensaio, onde se consegue verificar novamente o impacto das lamas residuais no acréscimo da atividade destas enzimas, mais propriamente no caso das proteases em que o aumento do primeiro ano para o segundo ultrapassou os 0,0020  $\mu\text{mol}$  tirosina/ g MS/h.



**Figura 4.5.** Atividade enzimática das celulases no 2º ano de ensaio (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).



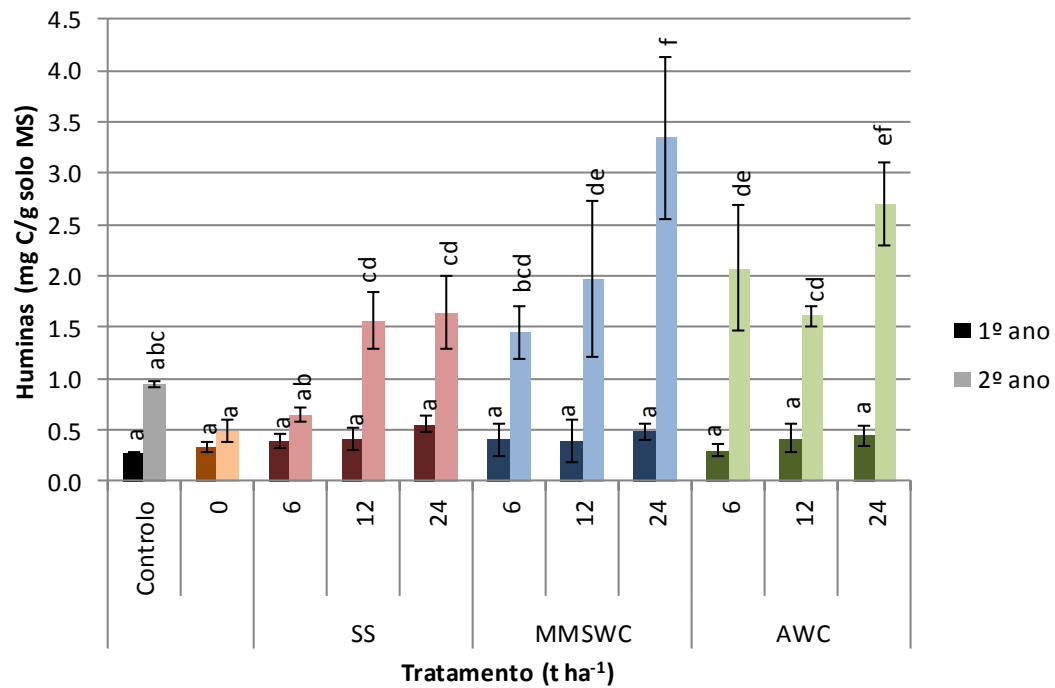
**Figura 4.6.** Atividade enzimática das proteases no 2º ano de ensaio (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

## 4.6. Efeito da Aplicação dos Resíduos Orgânicos nas Substâncias Húmicas do Solo

Relativamente ao efeito da aplicação dos resíduos orgânicos nas substâncias húmicas do solo, verificou-se que, de maneira geral, houve um aumento da concentração de ácidos húmicos, fúlvicos e huminas do primeiro para o segundo de estudo em todas as parcelas estudadas, inclusivamente, nas de controlo. Também este serve como indicador, para além do efeito no aumento das atividades enzimáticas, da melhoria global da qualidade bioquímica do solo por aplicação dos corretivos orgânicos, mesmo tendo estes origem em resíduos.

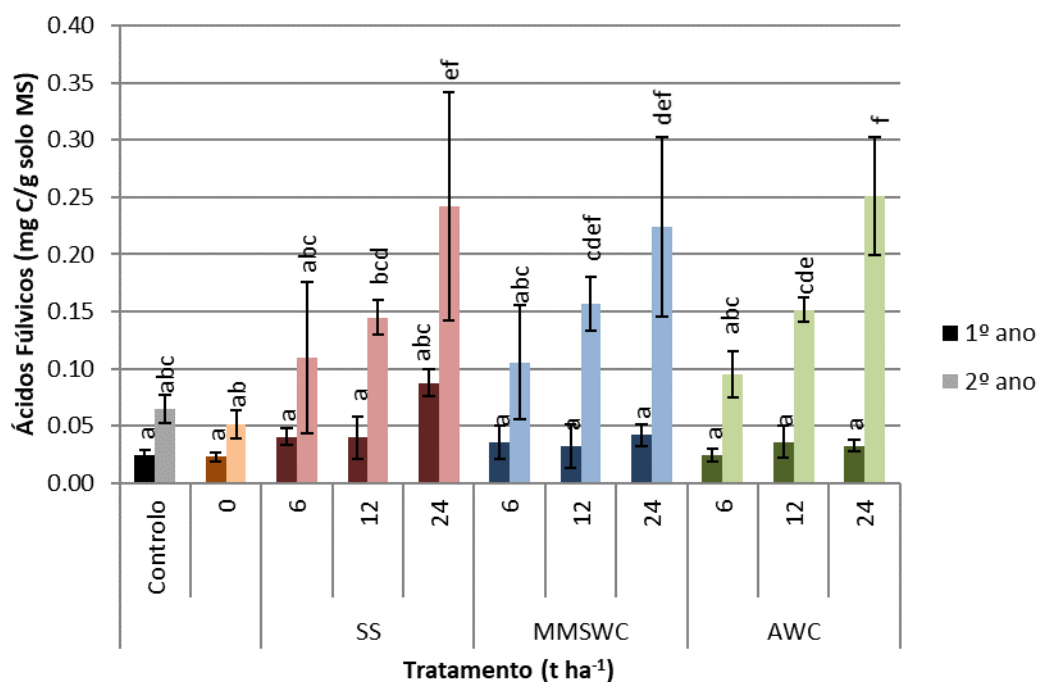
No caso das huminas, esse aumento foi mais notório e proporcional à quantidade de compostado nas parcelas de compostado de resíduos sólidos urbanos (MMSWC) em que, na parcela de 24 t/ha se obteve a maior concentração, de aproximadamente 3,3 mg C/g solo MS.





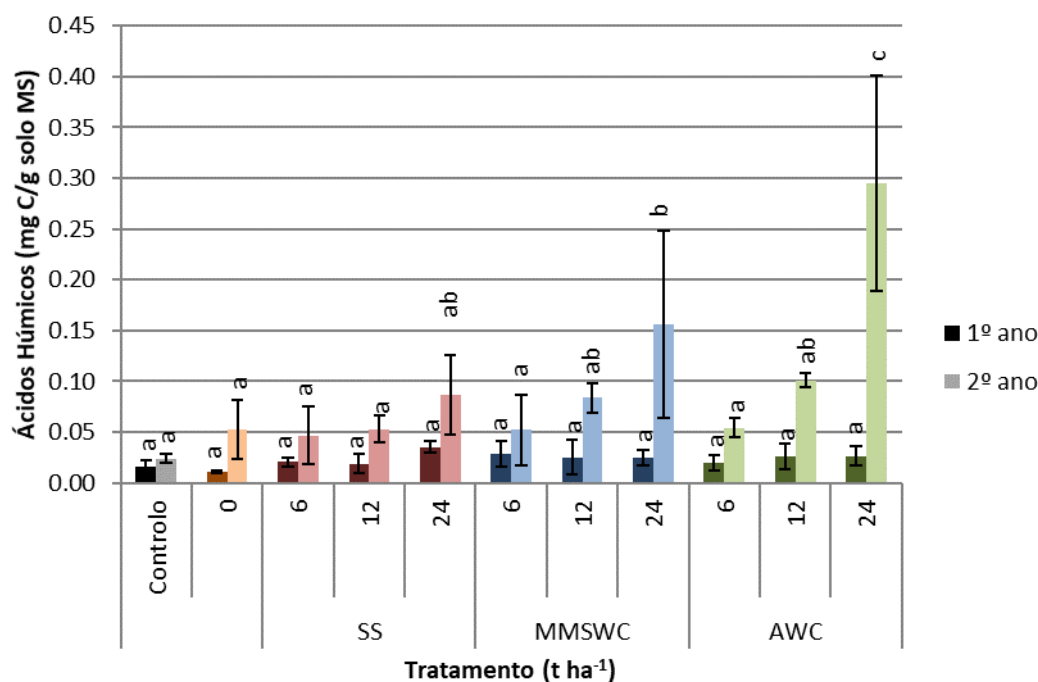
**Figura 4.7.** Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em huminas do solo (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

No que respeita ao nível dos ácidos fúlvicos, verificou-se uma tendência de aumento na sua concentração, semelhante em todas as parcelas e proporcional à quantidade de composto aplicado, o que, por sua vez está relacionado com a concentração de matéria orgânica em cada parcela. Este aumento de concentração de ácidos fúlvicos foi bastante notório do primeiro para o segundo ano de aplicação em todos os compostados, apesar de no primeiro ano de ensaio esta tendência não ser perceptível.



**Figura 4.8.** Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em ácidos fúlvicos do solo (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

Quanto aos ácidos húmicos, para além da tendência de aumento da sua concentração do primeiro para o segundo ano de ensaio, que se verificou em todas as substâncias húmicas estudadas (ligeiramente inferior aos outros casos), é interessante constatar, a diferença de concentração entre o primeiro e o segundo ano no caso da parcela de 24 t/ha de AWC, com uma diferença de aproximadamente 0,26 mg C/g solo MS. Esta é uma consequência do aumento deste parâmetro com o grau de maturação do compostado, que se revelou muito notório no caso do compostado de RSU, mas, especialmente, para o compostado AWC.



**Figura 4.9.** Efeito da aplicação dos resíduos orgânicos no teor em ácidos húmicos do solo (valores médios  $\pm$  desvio-padrão,  $n = 8$ ). Os resultados são reportados à matéria seca. Colunas assinaladas com a mesma letra não apresentam resultados com diferenças significativas (Tukey HSD,  $p > 0,05$ ).

## 5. Considerações Finais

A partir dos resultados apresentados, é possível concluir que o uso das lamas residuais e compostados produzidos a partir de resíduos orgânicos como fertilizantes, tem efeitos benéficos consideráveis em algumas propriedades do solo, nomeadamente, o conteúdo de matéria orgânica, concentrações de N, P e K e alguns dos parâmetros de produtividade da planta, como a produção de biomassa, clorofila e área foliar.

Relativamente aos parâmetros de produtividade da planta, os efeitos foram mais pronunciados para a aplicação de lamas residuais do que para a aplicação dos compostados de resíduos sólidos urbanos e resíduos agrícolas: a biomassa da planta aumentou de 7,75 para 152,41, 78,14 e 29,26 t ha<sup>-1</sup> após a aplicação consecutiva, em dois anos, de 24 t de matéria seca ha<sup>-1</sup> de lamas residuais, compostados de resíduos sólidos urbanos e compostados de resíduos agrícolas, respetivamente. A razão principal desta diferença deve-se à capacidade das lamas residuais em fornecer N para a planta, uma vez que estas possuem concentrações de N<sub>kjeldahl</sub> quatro vezes superiores aos compostados, e numa forma de absorção disponível.

No entanto, em média, os efeitos nas características do solo foram mais pronunciados após a aplicação de resíduos orgânicos compostados, tendo em conta que, a sua matéria orgânica é mais estável, prolongando assim, os seus efeitos benéficos no solo. No segundo ano de estudo, a maior dose de aplicação de ambos os compostados permitiu um incremento três vezes superior ao conteúdo de matéria orgânica no solo e um incremento quatro vezes superior ao conteúdo de

N<sub>kjeldahl</sub>, em comparação com o incremento duas vezes superior ao conteúdo de matéria orgânica e três vezes superior ao conteúdo N<sub>kjeldahl</sub> do solo, obtido com a aplicação de lamas residuais.

Em suma, a aplicação de lamas residuais não estabilizadas não é aconselhada pelos seguintes motivos: estes resíduos não só têm problemas associados à contaminação fecal que restringe a sua aplicação (de acordo com a legislação portuguesa), como também diminuem o pH do solo e aumentam a sua salinidade secundária, uma consequência do processo de mineralização ativa que ainda ocorre no solo após a sua aplicação.

O risco de acumulação de metais no solo e na cultura no primeiro ano do estudo foi muito reduzido, contudo, o segundo ano da aplicação de resíduos orgânicos enfatizou os riscos de uma continuada aplicação destes resíduos neste tipo de solo, nomeadamente: uma concentração total estatisticamente superior para Cu e Zn no solo, resultante da aplicação de doses mais elevadas dos resíduos orgânicos compostados e o aumento das concentrações de Cu e Zn em frações móveis.

Após a aplicação de lamas residuais no solo, foram encontradas concentrações foliares estatisticamente superiores de Cu, Ni e Zn. Tais resultados podem ser consequência da acidificação do solo provocada pela sua mineralização complementar (as lamas residuais utilizadas não eram estabilizadas, apenas tinham sido submetidas a um processo mecânico de desidratação). Essa acidificação aumenta a extratibilidade desses metais e o seu potencial de absorção pelas plantas.

No entanto, os níveis de todos os elementos vestigiais estudados no solo e nas partes dedicadas a consumo animal de *L. multiflorum* estavam bastante abaixo do limite legal para o solo e dos valores máximos toleráveis para a utilização dessas plantas para alimentação animal, o que nos permite considerar esta estratégia de valorização destes resíduos orgânicos e reflete a sua importância na melhoria da qualidade de solos agrícolas.

Em relação às atividades enzimáticas, verificou-se um aumento como consequência da aplicação dos corretivos, sendo a sua concentração muito superior à verificada no controlo. O mesmo foi observado no caso das substâncias húmicas, na medida em que, esse aumento foi proporcional à dose de aplicação dos corretivos. Estes resultados evidenciam a importância desta prática na melhoria da qualidade bioquímica dos solos, a qual está intimamente relacionada com o aumento do teor de matéria orgânica no solo.

Concluindo, se estes resíduos orgânicos forem utilizados esporadicamente, a taxa de aplicação poderá ser tão alta como 12 t ha<sup>-1</sup> ou mesmo 24 t ha<sup>-1</sup>, sem risco de aumento dos metais nos solos e nas plantas. No entanto, se forem aplicados num esquema anual, a taxa de aplicação deve ser diminuída para certificar uma aplicação segura (e.g. 6 t ha<sup>-1</sup>). Caso contrário, haverá um risco de acumulação de elementos vestigiais no solo e da sua transferência para a planta. É também aconselhável utilizar resíduos orgânicos mais estáveis e maturados com efeitos positivos mais duradouros nas características do solo.

## 6. Referências Bibliográficas

- Alef, K. & Nannipieri, P. (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. London: Academic Press.
- Alvarenga, P., de Varennes, A. & Cunha-Queda, A.C. (2014). The effect of compost treatments and a plant cover with *Agrostis tenuis* on the immobilization/mobilization of trace elements in a mine-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 16, 138-154. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15226514.2012.759533>.
- Alvarenga, P., Ferreira, C., Mourinha, C., Palma, P. & de Varennes, A. (2018). Chemical and ecotoxicological effects of the use of drinking-water treatment residuals for the remediation of soils degraded by mining activities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 281-289. Retrieved from <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.094>.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. & Cunha-Queda, A.C. (2009a). Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*, 74, 1292-1300. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508014793>.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C. & Cunha-Queda, C. (2016a). Quality assessment of a battery of organic wastes and composts using maturity, stability and enzymatic parameters. *Waste Biomass Valorization*, 7, 455–465.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C., Cunha-Queda, C., (2015). Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Management*, 40, 44-52.
- Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.-C. & Cunha-Queda, C. (2016b). Ecotoxicological assessment of the potential impact on soil porewater, surface and groundwater from the use of organic wastes as soil amendments. *Ecotox. Environ. Safe*, 126, 102–110.
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A. P., Baião, N., Fernandes, R. M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A. C., (2008). Assessment of chemical, biochemical and ecotoxicological aspects in a mine soil amended with sludge of either urban or industrial origin. *Chemosphere*, 72, 1774–1781.
- Alvarenga, P., Palma, P., Chelinho, S., Mourinha, C., Sousa, J. P., Renaud, M., Natal-da-Luz, T., (2013). *Environmental risk assessment of the use of different organic wastes as soil amendments*. Viena: European Geosciences Union.
- Alvarenga, P., Palma, P., Mourinha, C., Farto, M., Dôres, J., Patanita, M., Cunha-Queda, C., Natal-da-Luz, T., Renaud, M., Sousa, J. P., (2017). Recycling organic wastes to agricultural land as a way to improve its quality: A field study to evaluate benefits and risks. *Waste Management*, 61, 582-592.

- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. & Cunha-Queda, A.C. (2009b). Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (II) Effects on soil biochemical and ecotoxicological characteristics. *Chemosphere*, 74, 1301-1308. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653508013921>.
- Antolín, M.C., Pascual, I., García, C., Polo, A. & Sánchez-Díaz, M. (2005). Growth, yield and content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crop. Res.* 94, 224–237.
- APA, 2017. *Relatório do Estado do Ambiente 2016*. Retrieved from <http://rea.apambiente.pt>.
- Aparicio, I., Santos, J.L. & Alonso, E. (2009). Limitation of the concentration of organic pollutants in sewage sludge for agricultural purposes: a case study in South Spain. *Waste Manage*, 29, 1747–1753.
- Bandick, A. K. & Dick, R. P., (1999). Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 31, pp. 1471-1479.
- Barbosa, J.A. (2008). *Valorização de Lamas Provenientes do Tratamento de Águas Residuais* (Dissertação de mestrado não publicada). FCT-UNL, Lisboa.
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C. & Hernández, T. (2008). Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Appl. Soil Ecol.*, 40, 318–329.
- Batista, J.G.F. & Batista, E.R.B. (2007). *Compostagem – Utilização em horticultura*. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Açores.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A. & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *A review. Bioresour. Technol.*, 100, 5444–5453.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A. & Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, 63, 91–99.
- Bertoldi, M. de, Vallini, G., Pera A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1, 157-176.
- Biddlestone, A. J., Gray, K. R. & Day, C. (1987). Composting and straw decomposition. In: Forster, C. F. & Wase D. A. J., *Environmental Biotechnology* (pp. 135-175). Chichester, West Sussex, England: Ellis Horwood Limited Publishers.
- Borrego, C., Miranda, A. I., Arroja, L., Fidélis, T., Castro, E.A. & Gomes, A.P. (2013). *Repensar o Ambiente: Luxo ou Inevitabilidade*. Livro de Actas, Universidade de Aveiro: Departamento de Ambiente e Ornamento, Aveiro, IV, 987-988.
- Brito, L. M. (2017). *Compostagem: Fertilização do solo e substratos*. Porto: Engebook.
- Brito, L.M.C.M. (2005). *Manual de Compostagem*. Instituto Superior de Viana do Castelo: Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, (<http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem>).

- Cala, V., Cases, M.A. & Walter, I. (2005). Biomass production and heavy metal content of *Rosmarinus officinalis* grown on organic waste-amended soil. *J. Arid Environ.*, 62, 401–412.
- Cesaro, A., Belgiorno, V. & Guida, M. (2015). Compost from organic solid waste: quality assessment and European regulations for its sustainable use. *Resour. Conserv. Recy.*, 94, 72–79.
- Clarke, B.O. & Smith, S.R. (2011). Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ. Int.*, 37, 226–247.
- Clemente, R., Paredes, C. & Bernal, M.P. (2007). A field experiment investigating the effects of olive husk and cow manure on heavy metal availability in a contaminated calcareous soil from Murcia (Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.*, 118, 319–326.
- Coelho, J. (2017). *Utilização de resíduos orgânicos como corretivos do solo: Avaliação da atividade enzimática* (Dissertação de mestrado não publicada). Universidade Técnica de Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Costa, M. S. (2003). *Utilização de Águas Residuais Depuradas na Rega e de Lamas Urbanas como fertilizante dos Solos do Algarve*. Universidade do Algarve: Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais, Faro.
- Courtney, R.G. & Mullen, G.J. (2008). Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresour. Technol.*, 99, 2913–2918.
- Cunha-Queda, A.C., Vallini, G., Agnolucci, M., Coelho, C.A., Campos, L. & de Sousa, R.B. (2002). Microbiological and chemical characterization of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. In: Insam, H., Riddech, N. & Krammer, S.J. (Eds.), *Microbiology of Composting* (pp.345-355). Heidelberg: Springer Verlag.
- Cunha-Queda, C. (1999). *Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis* (Tese de doutoramento não publicada). Universidade Técnica de Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Decreto Lei nº 103/2015 de 15 de Junho do Ministério da Economia, *Matérias Fertilizantes*. [online]. Diário da República: I série, Nº 114. Acedido em 4 jan. 2016. Disponível em <http://data.dre.pt/eli/dec-lei/103/2015/06/15/p/dre/pt>.
- Decreto Lei nº 178/2006 de 5 de Setembro do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, *Regime Geral da Gestão de Resíduos*. [online]. Diário da República: I série, Nº 171. Acedido em 24 jan. 2016. Disponível em <http://data.dre.pt/eli/dec-lei/178/2006/09/05/p/dre/pt/html>.
- Decreto Lei nº 178/2006 de 5 de Setembro do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, *Regime Geral da Gestão de Resíduos*. [online]. Diário da República: I série, Nº 171. Acedido em 24 jan. 2016. Disponível em <http://data.dre.pt/eli/dec-lei/178/2006/09/05/p/dre/pt/html>.
- Decreto-lei n.º 276/2009 de 2 de Outubro do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Diário da República, n.º 192 - 1ª Série.

- *Decreto-lei n.º 446/91 de 22 de novembro do Ministério do Ambiente e Recursos Naturais*. Diário da República, n.º 269 - 1ª Série-A.
- *Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de junho de 2011*. Diário da República n.º 116/2011, Série I (2011).
- Dias, J.C. (2004). *Guia de boas práticas – Aplicação de lamas na agricultura*. Lisboa: Reciclamas – Multigestão Ambiental S.A., Lisboa, 159 pp.
- Diaz, L. F., Golueke, C. G. & Savage, G. M. (1987). Energy Balance in Compost Production and Use. In: Bertoldi, M de; Ferranti, M. P. & L'Hermite, P. Eds., *Compost: Production, Quality and Use*. London: Elsevier Applied Science Publishers.
- *Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas*. JO L 312, 3-30.
- *Diretiva 86/278/CEE do Conselho de 12 de junho de 1986 relativa à proteção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração*. Acedido em 24 jan. 2016. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31986L0278>.
- *Diretiva 86/278/CEE do Conselho de 12 de junho de 1986, relativa à proteção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração*. JO L 181, 4.7, 6-12.
- Godinho, B., (2009). *Avaliação da qualidade ambiental da envolvente das Minas da Panasqueira*. Vertente solo-água-Arbutus unedo. Um caso de estudo com orientação ambiental e social. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente - Tecnologias Ambientais, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1977). Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 9, 167-172.
- Eivazi, F. & Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20, 601–606.
- Epstein, E., Taylor, J.M. & Chaney, R.L. (1976). Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *J. Environ. Qual.*, 5, 422–426.
- European Commission, (2012). *Soil Atlas of Europe*. European Commission—Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Retrieved from [http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/soil\\_atlas/index.html](http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/soil_atlas/index.html), on 28 January 2013.
- European Commission. (2005). *Soil Atlas of Europe - Topsoil Organic Carbon Content (%)*. Retrieved from [http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB\\_Archive/octop/octop\\_download.html](http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/octop/octop_download.html).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2015). World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *IUSS Working Group WRB. World Soil Resources Reports*, 106.
- Farrell, M. & Jones, D. L. (2009). Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100 (19), 4301-4310.



- Fernandes, P. (1999). *Estudo comparativo e avaliação de diferentes sistemas de compostagem de resíduos sólidos urbanos* (Dissertação de mestrado não publicada). Universidade de Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia, Coimbra.
- Fernández, J.M., Hernández, D. & Polo, A. (2007). Organic matter in degraded soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Sci. Total Environ.*, 378, 75–80.
- Fernández, J.M., Plaza, C., García-Gil, J.C. & Polo, A. (2009). Biochemical properties and barley yield in a Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.*, 42, 18–24.
- Ferreira, R. (2017). *Eficácia de um compostado de resíduos de cunicultura com palha na produtividade e qualidade da alface* (Dissertação de mestrado não publicada). Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Viana do Castelo.
- Golueke, C. G. (1977). *Biological Reclamation of Solid Wastes*. Emmaus, PA, U.S.A: Rodale Press.
- Gonçalves, M. (1999). *Gestão e tratamento de resíduos sólidos urbanos. Sua valorização para fins agrícolas pelo método de compostagem* (Tese de doutoramento não publicada). Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Gonçalves, M. S. (2005). *Gestão de Resíduos Orgânicos*. Tamengos: Sociedade Portuguesa de Inovação Ambiental.
- Hartmann, H. & Ahring, B. (2005). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste – An overview. In: *Proceedings of the IV Internat. Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes*. Copenhagen, August 31-September 2. Keynote speeches.
- He, X., Logan, T. & Traina, S. (1995). Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid waste composts. *J. Environ. Qual.*, 24, 543-552.
- Hope, C.F.A. & Burns, R.G. (1987). Activity, origins and location of cellulase in a silt loam soil. *Biol. Fertil. Soils*, 5, 164–170.
- Jesus, A.P., Mateus, A., Oliveira, V. & Munhá, J. (2003). Ore-forming systems in the Layered Gabbroic Sequence of the Beja Igneous Complex (Ossa-Morena Zone, Portugal); state of the art and future perspectives. In: Eliopoulos et al. (Eds.), *Mineral Exploration and Sustainable Development* (pp.591-594). Rotterdam: Millpress.
- Kandeler, E. & Gerber, H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biol. Fertil. Soils*, 6, 68–72.
- Khaled, H. & Fawy, H.A. (2011). Effect of Different Levels of Humic Acids on the Nutrient Content, Plant Growth, and Soil Properties under Conditions of Salinity. *Soil & Water Research*, 6, 21-29.
- Ko, H.J., Kim, K.Y., Kim, H.T., Kim, C.N. & Umeda, M. (2008). Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Manage*, 28, 813–820.
- Kononova, M.M. (1966). *Soil organic matter*. Oxford: Pergamon Press.

- Kupper, T., Bürge, D., Bachmann, H.J., Güsewell & S., Mayer, J. (2014). Heavy metals in source-separated compost and digestates. *Waste Manage*, 34, 867–874.
- Ladd, J.N. & Butler, J.H.A. (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem*, 4, 19–30.
- Lima, P. (2016). *Estudo como corretivo orgânico de misturas de compostado de RSU com borras de café* (Dissertação de mestrado não publicada). Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Ling, Q., Huang, W. & Jarvis, P. (2011). Use of a SPAD-502 m to measure leaf chlorophyll concentration in *Arabidopsis thaliana*. *Photosynth. Res.*, 107 (2), 209–214
- Lopes, V. R., Nogueira, A. & Fernandes, A. (2006). *Cultura do Azevém anual* (Ficha Técnica, 53). DRAEDM
- LQARS (2000). *Manual de Fertilização das Culturas*. INIA –Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas: Instituto Nacional de Investigação Agrária.
- MADRP. s.d. *Manual Básico de Práticas Agrícolas: Conservação do Solo e da Água*, s.l.: s.n.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A. & Rieradevall, J. (2009). Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. *Resources, Conservation and Recycling*, 53 (6), 340–351.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A. & Rieradevall, J. (2009). Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. *Resources, Conservation and Recycling*, 53 (6), 340–351.
- Melo, A. (2012). *Utilização de Lamas de ETAR Municipal na Cultura do Milho* (Dissertação de mestrado não publicada). Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
- Melo, B.A.G., Motta, F.L. & Santana, M. H. A. (2016). Humic acids: Structural properties and multiple functionalities for novel technological developments. *Materials Science and Engineering C: Materials for Biological Applications*, 62, 967-974.
- Mendes, S. (2014). *Valorização de lamas de tratamento de águas residuais urbanas para utilização agrícola* (Dissertação de mestrado não publicada). Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa.
- Mininni, G., Blanch, A.R., Lucena, F. & Berselli, S. (2015). EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 7361–7374.
- Mkhabela, MS & Warman, P.R. (2003). The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106, 57–67.
- Morel, J. L., Colin, F., Germon, J. G., & Juste, C. (1985). Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In: Gasser, J. K. R. (ed), *Composting of agricultural and other wastes* (pp. 56-72). Barking: Elsevier Applied Science Publications

- Mota, A. R., Silva, R. J., Souza, P. B., Oliveira, L. M., Santos, A. C. M. (2015). *Efeito das substâncias húmicas na germinação de sementes de Myracrodruon urundeuva Fr. All.* Revista Verde, Pombal, v. 10, n. 3, p. 26-30.
- National Research Council, (2005). *Mineral Tolerance of Animals* (2<sup>nd</sup> ed.). Washington (D.C.): National Academic Press.
- Oliveira, R. V. (2010). *Testes de Maturação Aplicados a Matrizes Bioestabilizadas* (Dissertação de Mestrado não publicada). Universidade Técnica de Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Ouni, Y., Albaceteb, A., Canterob, E., akhdara, A., Abdellya, C., Pérez-Alfoceab, F. & Barhoum, Z. (2013). Influence of municipal solid waste (MSW) compost on hormonal status and biomass partitioning in two forage species growing undersaline soil conditions. *Ecological Engineering*, 64, 142–150.
- Quelhas dos Santos, J. (1995). *Interesse fertilizante e ecológico dos resíduos sólidos urbanos*. Ciclostilado do Departamento de Química Agrícola e Ambiental.
- Quelhas dos Santos, J. (1996). *Fertilização - Fundamentos da utilização dos adubos e corretivos* (2nd Ed.). Mem Martins: Publicações Europa América.
- Quelhas dos Santos, J. (1997). Produção de Correctivos Orgânicos a partir de RSU – sua Importância para a Agricultura Nacional. In *Proceedings of the Seminário Produção de Correctivos Orgânicos a partir de RSU – sua Importância para a Agricultura Nacional e Ambiente*, Matosinhos, 8 de Abril 1997.
- Quelhas dos Santos, J. (2001). *Fertilização e Ambiente - Reciclagem Agro-florestal de resíduos e efluentes*. (Ed. n.º 137053/7621). Mem Martins: Publicações Europa América.
- Quelhas dos Santos, J. (2002). *Fertilização – Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos*. Mem Martins: Publicações Europa-América.
- Quelhas dos Santos, J. (2012). *Fertilização, Fundamentos da utilização dos adubos e corretivos* (4th ed.). Mem Martins: Publicações Europa-América.
- RARU (2011). APA. Relatório Anual de Resíduos Urbanos. Agência Portuguesa do Ambiente, Governo Português.
- RARU 2012, APA. Relatório Anual de Resíduos Urbanos, 2012. Agência Portuguesa do Ambiente, Governo Português.
- Roca-Pérez, L., Martínez, C., Marcilla, P. & Boluda, R. (2009). Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. *Chemosphere*, 75, 781–787.
- Sánchez-Monedero, M.A., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L. & Roig, A. (2004). Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Manage*, 24, 325–332.
- Santos, J. Q. (1987). *Aspetos gerais da utilização dos corretivos orgânicos*. Encontro Nacional de Saneamento Básico. Matosinhos.
- Santos, J.Q. (1996). *Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos*. Mem Martins: Publicações Europa-América.

- Santos, L. (2001). *Resíduos com interesse agrícola*. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.
- Santos, L.M.C. (2001). *Resíduos com interesse agrícola – Evolução de parâmetros da sua compostagem*. Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.
- Santos, S., Costa, C.A.E., Duarte, A.C., Scherer, H.W., Schneider, R.J., Esteves, V.I. & Santos, E.B.H. (2010). Influence of different organic amendments on the potential availability of metals from soil: a study on metal fractionation and extraction kinetics by EDTA. *Chemosphere*, 78 (4), 389–396.
- Serrão, M.G., Domingues, H., Fernandes, M., Martins, J. C., Pires, F., Saraiva, I., Fareleira, P., Matos, N., Ferreira, E., Campos, A.M., Horta, C. & Dordio, A. (2009). Contributo para a melhoria de solos marginais destinados a pastagens pela aplicação de lama residual urbana, sem riscos ambientais. *Revista de Ciências Agrárias*, 31 (1), 258-272.
- Shilev, S., Naydenov, M., Vancheva, V. & Aladjadjiyan, A. (2007). *Composting of food and agricultural wastes*. In: Shilev, S., Naydenon, M., Vancheva, V., Aladjadjiyan, A. (Eds.), *Utilization of By-products and Treatment of Waste in the Food Industry*. E-Publishing Inc., New York.
- Singh, R.P. & Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manage*, 28, 347–358.
- Sinsabaugh, R., Carreiro, M. & Repert, D., (2002). Allocation of extracellular enzymatic activity in. *Biogeochemistry*, Volume 60, pp. 1-24.
- Sommers, L.E. (1977). Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *J. Environ. Qual.*, 32, 85–95.
- Soumare, M., Tack, F. & Verloo, M. (2003). Characterization of Malian and Belgian solid waste composts with respect of fertility and suitability for land application. *Waste Manage.*, 23, 517-552.
- Tabatabai M. A. (1994). Soil enzymes. in: Mickelson, S.H. & Bigham J.M. (Eds.) (1994). *Methods of Soil Analysis*, Part 2 (pp. 775-833). Madison, WI, USA: Soil Science Society of America.
- Tejada, M. & Gonzalez, J.L. (2006). The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil Till. Res.*, 91, 186–198.
- Tella, M., Doelsch, E., Letourmy, P., Chataing, S., Cuoq, F., Bravin, M.N. & Saint Macary, H. (2013). Investigation of potentially toxic heavy metals in different organic wastes used to fertilize market garden crops. *Waste Manage*, 33, 184–192.
- Tombacz, E., & Meleg, E. (1990). A theoretical explanation of the aggregation of humic substances as a function of pH and electrolyte concentration. *Organic Geochemistry*, 15(4), 375-381.
- Varennes, A. de (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente* (1st ed). Lisboa: Escolar Editora.

- Vargas-García, M., Suárez-Estrella, F., López, M. & Moreno, J. (2007). Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulosic fraction. *Chemosphere*, 68(2007), 368–374.
- Vaz, F.S.B. (2009). *As características da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente na área metropolitana de Lisboa e a sua influência no comportamento do processo de digestão anaeróbia* (Dissertação de mestrado não publicada). FCT-UNL, Lisboa, Portugal, 104 pp.
- Warman, P.R., Rodd, A.V. & Hicklenton, P. (2009). The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agricultur. Ecosystems and Environment*, 133, 98–102.
- Wu, L., Ma, L.Q. & Martinez, G.A. (2000). Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.*, 29, 424–429.
- Yang, L., Li, T., Li, F., Lemcoff, J. H., Cohen, S., (2008). Fertilization regulates soil enzymatic activity and fertility dynamics in a cucumber field. *Scientia Horticulturae*, Volume 116, p. 21–26.
- Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. & Bertoldi, M. (1981a). Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, 22(4), 26-29.